



Dossier nr. 0176/005

Saneringsonderzoek industriële  
stortplaats Gentbrugge

-----

Risico-analyse

=====

5/5/22

Studie in opdracht van O.V.A.M.

Kan. De Deckerstraat 22 - 26

2800 MECHELEN

1/12/1986

INHOUDSTABEL

	<u>Blz.</u>
Inleiding	4
1. Verspreiding van de verontreiniging in het milieu	5
1.1. Uitloogbaarheid van de afvalstoffen	5
1.1.1. Keuze van de monsters	5
1.1.2. Methodologie van de mobiliteitsstudie	6
1.1.3. Resultaten	7
1.2. Verspreiding via grondwater	34
1.2.1. Stijghoogtemetingen	34
1.2.2. Pompproeven - Interpretatie met een matematisch model	36
1.2.2.1. Algemeen	36
1.2.2.2. Waarom pompproeven interpreteren met een mathematisch model ?	36
1.2.2.3. De pompproef-simulaties	38
1.2.2.4. Besluit	42
1.2.3. Simulatie van de evolutie van de grondwater- stroming en -kwaliteit met behulp van een matematisch model	43
1.2.3.1. Algemeen	43
1.2.3.2. Aangewend mathematisch model	44
1.2.3.3. Toepassing op het stort te Gentbrugge	45
1.2.3.3.1. Bijzonderheden	45
1.2.3.3.2. Doorsnede 1	47
1.2.3.3.3. Doorsnede 2	52
1.2.3.3.4. Opmerkingen bij de bekomen resultaten	69
1.2.3.4. Besluit	71
1.3. Verspreiding in de lucht	72

2. Risico's voor de mens	73
2.1. Bodem	73
2.2. Grondwater	78
2.2.1. Ondiep grondwater	78
2.2.2. Diep grondwater	84
2.2.3. Besluit	86
2.3. Oppervlaktewater	87
2.4. Opname via groenten	87
2.4.1. Monstername	87
2.4.2. Analyse methode	88
2.4.3. Resultaten en evaluatie	89
2.5. Opname via dieren	103
2.5.1. Monstername	103
2.5.2. Analyse methode	105
2.5.3. Resultaten en evaluatie	106
3. Risico's voor flora en fauna	111
4. Inschatting van de dringendheid tot sanering	112
5. Besluit	117

## INLEIDING

In dit rapport worden de bestaande en potentiële risico's voor mens, dier en plant beschreven uitgaande van :

- de gegevens verzameld in de inventarisatiefase (zie rapport "Inventarisatie")
- de gegevens verzameld in de karakterisatiefase (zie rapport "Karakterisatie")
- analyses op groenten en grassen, uitgevoerd door het Laboratorium voor Analytische en Agrochemie (R.U.G.)
- uitlogingsproeven op afvalmonsters, uitgevoerd door het Laboratorium voor Analytische en Agrochemie (R.U.G.)
- een hydrogeologische modelstudie uitgevoerd door de Leerstoel voor Toegepaste Geologie (R.U.G.)

Met behulp van deze gegevens worden de risico's, de dringendheid en de noodzaak tot maatregelen op of tot sanering van de stortplaats geëvalueerd.

Hiervoor zal vooreerst de verspreiding van de bodemverontreiniging in het milieu beschreven worden, gevolgd door risico's voor de mens en de risico's voor het milieu. Tenslotte zal de dringendheid en noodzaak van sanering geëvalueerd worden.



## 1. Verspreiding van de verontreiniging in het milieu

### 1.1. Uitloogbaarheid van de afvalstoffen

-----

Om het huidige en toekomstige risico op uitloging van zware metalen in het grondwater degelijk te kunnen inschatten, werd een mobiliteitsstudie doorgevoerd. Een verzuring van de bodem en/of het afval, bijvoorbeeld onder invloed van de zure regen is in de toekomst mogelijk. Daarom werd in deze mobiliteitsstudie de uitloogbaarheid van de verontreiniging nagegaan bij verschillende pH-waarden. Hiervoor werd de mobiliseerbare concentratie in een aantal afvalmonsters, bij de heersende pH en bij verandering van de zuurtegraad (verzuring) bepaald.

#### 1.1.1. Keuze van de monsters

De uitloogbaarheid van 5 afvalmonsters (genomen op 05/06/86 cfr. rapport "Karakterisatie"), waarin hoge concentraties aan zware metalen werden aangetroffen, werd nagegaan. Deze monsters werden genomen op ca. 1 m diepte, verspreid over de stortplaats.

Het betreft de monsters

- C 21 gelegen in een volkstuintje
- E 16 gesitueerd in de Schelde-arm (ter hoogte van het chlorotisch gras)
- F 11 gelegen op een stuk braakliggende grond
- I 12 waar huisvuil werd gestort

Deze monsters zijn alle in de opgevulde Schelde-arm gelegen.

- I 13 gelegen op een plaats waar geen vaste afval, maar wel hoge concentraties aan zware metalen werd aangetroffen.

### 1.1.2. Methodologie van de mobiliteitsstudie

Na aanzuren wordt het gehalte aan zware metalen bepaald bij verschillende pH's. Aan de hand van de mobiele gehalten bij de verschillende pH's wordt een idee verkregen van de mobiliteit.

10 g grond wordt afgewogen in een beker van 150 ml. Na toevoeging van 30 ml gedistilleerd water wordt de pH-waarde van de bodem-water suspensie afgelezen (pH-bodem).

Met afgemeten volumes  $\text{HNO}_3$  (V ml), die nochtans de 20 ml niet overschrijden, wordt de pH-waarde van de suspensie achtereenvolgens op pH 7, 5.5, 4 en 2 gebracht. De concentratie van het gebruikte  $\text{HNO}_3$  wordt aangepast in functie van de te bereiken pH, teneinde verdunning te vermijden. Voor elke pH-waarde wordt een verse bodemwater suspensie klaargemaakt. Onder voortdurend roeren van de suspensie wordt de ingestelde pH-waarde ongeveer 30 minuten konstant gehouden. Hiertoe wordt een automatische titrator (pH. stat. apparaat) gebruikt. Na de equilibratie wordt een hoeveelheid gedistilleerd water toegevoegd zodat het uiteindelijke volume in de beker 50 ml bedraagt.

Vervolgens wordt de bodemsuspensie gefiltreerd door een papierfilter.

In het filtraat wordt het gehalte aan zware metalen bepaald d.m.v. atoomabsorptie-spectrometrie.

Voor het bepalen van de mobiliseerbare concentraties aan zware metalen bij de huidige pH-waarde wordt het bodemstaal aangelengd met gedestilleerd water tot 50 ml. Vervolgens wordt de pH bepaald.

### 1.1.3. Resultaten

De mobiliseerbare concentratie (ppm) resp. fractie (%) van de zware metalen in de afvalmonsters i.f.v. de pH is weergegeven in Tabel 1 resp. 2.

Deze resultaten werden grafisch op 3 manieren voorgesteld :

- A. In de Figuren 1 tot 5 zijn de mobiliteitscurven van de geanalyseerde zware metalen per afvalmonster weergegeven. Deze figuren maken een globale vergelijking qua mobiliteit mogelijk tussen de verschillende zware metalen per afvalmonster.
- B. In de Figuren 6 tot 12 zijn de mobiliseerbare concentraties per zwaar metaal bij de huidige pH, pH 7 en pH 5,5 voor de 5 afvalmonsters m.b.v. histogrammen weergegeven. Aan de hand van deze gegevens kan een idee gevormd worden van de concentraties die kunnen verwacht worden wanneer de bodem zou verzuren. Enkel de resultaten bij de hierbovenvermelde pH-waarden zijn weergegeven, omdat dergelijke zuurtegraden in een bodem mogelijk zijn. pH-waarden van 4 en 2 worden immers weinig of nooit aangetroffen in bodems.
- C. De Figuren 13 tot 19 geven in histogrammen de mobiliseerbare fractie (in procent) per metaal in de verschillende monsternamenpunten en bij de huidige pH, pH 7 en pH 5,5 weer. In Bijlage zijn de resultaten van de mobiliseerbare fractie bij de pH-waarden 2 (a), 4 (b), 5,5 (c) en 7 (d) weergegeven. Deze figuren geven de relatieve gehalten die mobiel zijn bij een bepaalde pH-waarde t.o.v. het totaal aanwezige gehalte in het afvalmonster weer. Hieruit kunnen de gemakkelijkst uitloogbare elementen bepaald worden.

Uit de resultaten blijkt het volgende :

- Globaal genomen is de uitloogbaarheid van de zware metalen pas beneden een pH-waarde van 5 groot (zie mobiliteitscurven).

Bij hogere pH-waarden is de uitloogbaarheid van de meeste zware metalen uiterst gering.

- Bij de huidige pH van het afval is de mobiliseerbare concentratie aan zware metalen uiterst klein.

De belangrijkste mobiliseerbare concentraties (gerelateerd tot de Belgische drinkwaternorm) zijn deze van Ni in het monster E 16 (0,25 ppm) en deze van Pb in de monsters I 13 en F 11 (0,20 ppm resp. 0,10 ppm).

Uit de Figuren 13 - 19 blijken de mobiliseerbare frakties van alle zware metalen klein te zijn. De mobiliseerbare frakties van Ni, Cu en Zn zijn het grootst (0,15 %, 0,08 % en 0,03 %). Pb en Fe zijn minst mobiliseerbaar (beide 0,001 %). Gezien de geringe Cd-koncentraties in het afval kon de mobiliseerbare fraktie van Cd niet worden vastgesteld. De mobiliseerbare concentraties van Cd liggen immers onder de detektielimiet.

- Bij pH 7 is de mobiliseerbare concentratie aan Zn (max. 4,28 ppm), Cd (max. 0,04 ppm), Ni (max. 0,37 ppm) en Pb (max. 0,20 ppm) groter dan bij de huidige pH, maar toch nog gering.

De mobiliseerbare frakties van Cd (0,54 %), Ni (0,21 %) en Zn 0,14 %) zijn het grootst, maar nog gering.

Fe, Pb en Cr blijven weinig mobiliseerbaar.

Opm. :

De vaststelling dat in het monster E 16 de mobiliseerbare concentratie aan Fe bij de huidige pH groter is dan bij pH 7, kan te wijten zijn aan het feit dat voor elke pH-waarde een verse bodem-water suspensie wordt klaargemaakt (zie 1.1.2.). Dit kan immers kleine verschillen geven in de samenstelling van de verschillende afvalmonsters.

- Bij pH 5,5 is de uitloogbaarheid van Zn (max. 64 ppm), Pb (max. 16 ppm), Fe (max. 1,86 ppm), Cd (max. 0,13 ppm) en Ni (max. 1,31 ppm) reeds belangrijker. Vooral in de monsters E 16 en F 11 worden hoge mobiliseerbare concentraties aangetroffen. De mobiliseerbare frakties aan Zn (2,25 %) en Cd (1,89 %) zijn reeds aanzienlijk. De mobiliseerbare frakties aan Fe (0,003 %) en Pb (0,034 %) blijven echter gering.
- Bij pH 4 wordt voor Cd en Zn een grote mobiliteit vastgesteld (21 % resp. 13 %). De mobiliseerbaarheid van Fe blijft echter gering (0,1 %).
- Bij pH 2 wordt + 50 % van het totale gehalte aan Cd en Zn vrijgesteld. Cr en Fe blijven relatief weinig mobiel (+ 2 %).

De bekomen mobiliseerbare gehalten aan zware metalen bij de huidige pH zijn uiterst gering. Dit komt overeen met het feit dat in het grondwater ter hoogte van de stortplaats slechts sporen van de meeste zware metalen aangetroffen werden. Zowel in het diep als in het ondiep grondwater werden echter relatief grote concentraties aan Fe aangetroffen, terwijl uit de mobiliteitscurve blijkt dat slechts weinig ijzer mobiliseerbaar is.

Hiervoor bestaan 2 mogelijke verklaringen nl. :

- ofwel is het Fe in het afval zeer plaatselijk mobiel. Fe kan immers bij hoge pH-waarden mobiel worden doordat het  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  omgevormd wordt tot het  $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$  anion.
- ofwel is het grondwater van nature uit rijk aan Fe en vertoont dit grote schommelingen. Onderzoeken op grondwaterkwaliteit wezen immers reeds uit dat het gehalte aan Fe van nature uit sterk kan schommelen.

De gehalten van de andere zware metalen, aangetroffen in het ondiep grondwater zijn globaal genomen ongeveer een faktor 10 lager dan de geanalyseerde mobiliseerbare concentraties. Dergelijke cijfers zijn mogelijk. De mobiliseerbare fraktie aan zware metalen loogt immers slechts langzaam uit afhankelijk van de hoeveelheid neerslag en perkolatie en in het grondwater vindt tevens een verdunning plaats met het perkolatie-water komende van niet bestorte percelen.

Vooraleer konklusies getrokken worden uit de resultaten bekomen bij lagere pH-waarden is het nuttig het risico van verzuring in te schatten. In onderstaande redenering wordt ingeschat na hoeveel jaar de bodem (en het afval) een pH-waarde van 7 resp. 5,5 zou hebben o.i.v. de regen.

- De bufferkapaciteit van het afval op de stortplaats bedraagt gemiddeld  $\pm 5$  meq.  
Dit betekent dat toevoeging van 5 meq zuur aan 10 g afval de pH van dit afval met 1 eenheid doet dalen.
- De gemiddelde pH van het afval op de stortplaats bedraagt 8,5.
- De pH van de (zure) regen bedraagt momenteel  $\pm 4,5$  in België.

Een pH-waarde van 4,5 komt overeen met  $10^{-4,5}$  eq/l  
of  $10^{-1,5}$  meq/l  
of 0,03 meq/l

- Om tot een pH = 7 te komen van het afval is er  $5 \times 1,5 = 7,5$  meq/10 g afval nodig  
= 7,5 meq/10 g afval  
0,03 meq/l regenwater  
= 250 l regenwater per 10 g afval  
= 25.000 l/kg afval  
= 25 m<sup>3</sup>/kg afval

- Nemen we een gemiddelde dikte van 3 m van het afval aan.  
1 m<sup>2</sup> grond = 3 m<sup>3</sup> afval = 4.500 kg.
- Om 4.500 kg afval tot pH 7 te verlagen is er :  
4.500 kg afval x 25 m<sup>3</sup>/kg afval = 112.500 m<sup>3</sup> regenwater nodig.

Stel dat er 800 mm regen valt, dan duurt het  

$$\frac{112.500 \text{ m}^3}{0,8 \text{ m}^3/\text{j}} = \underline{+ 140.000 \text{ jaar}}$$
 vooraleer het afval tot een  
 pH-waarde van 7 gedaald is.

- Analooog kunnen nog een aantal berekeningen gemaakt worden :  
Neem dikte afval = 5 m  

$$\Rightarrow 7.500 \text{ kg afval} \times 25 \text{ m}^3/\text{kg afval} = 187.500 \text{ m}^3$$

$$= \underline{240.000 \text{ jaar}}$$
 vooraleer het afval tot pH 7 gedaald is.

Neem daling tot pH 5,5  

$$\Rightarrow \text{voor een } \underline{\text{dikte van 3 m}} \text{ is } + \underline{280.000 \text{ jaar}} \text{ nodig}$$

$$\text{voor een } \underline{\text{dikte van 5 m}} \text{ is } + \underline{470.000 \text{ jaar}} \text{ nodig.}$$

Dit betekent dus dat een verzuring van het afval wanneer de huidige toestand van het terrein bewaard blijft tot pH 7 of tot een lagere pH o.i.v. de regen in de nabije toekomst niet zal plaatsvinden.

Verzuring door chemische reacties of door biologische afbraak van organische stoffen is eveneens weinig waarschijnlijk, aangezien het stortingen van minimum een 20-tal jaar geleden betreft.

Dergelijke verzuringsverschijnselen vinden immers enkel bij relatief recente stortingen (+ eerste 5 jaar) in beduidende hoeveelheden plaats.

- Bij verzuring van het afval tot pH 7 worden grotere concentraties aan zware metalen mobiliseerbaar. Wanneer we ervan uitgaan dat de concentraties in het grondwater globaal een faktor 10 zouden lager liggen dan de mobiliseerbare concentraties, wat volgens vergelijking van de gegevens van de grondwaterconcentraties en de mobiliseerbare concentraties het geval is, mag aangenomen worden dat het grondwater nog niet of zeer plaatselijk (E 16, F 11) zou verontreinigd worden door zware metalen. Enkel Pb en Ni zouden plaatselijk in geringe mate de Belgische drinkwaternorm overschrijden.
- Bij verzuring van het afval tot pH 5,5 zouden de meeste geanalyseerde zware metalen de Belgische drinkwaternorm overschrijden. Ook bij deze pH zou de verontreiniging echter nog gering en plaatselijk (vooral rond E 16 en F 11) zijn.
- Bij verzuring van het afval tot pH 4 zou het grondwater sterk verontreinigd worden.
- Bij verzuring van het afval tot pH 2 zou de grondwaterverontreiniging zeer sterk worden.

In het algemeen kan besloten worden dat het grondwater pas bij een verzuring van het afval tot pH 5,5 zal verontreinigd worden door zware metalen. Vanaf een pH-waarde van ca 7 van het afval kan het grondwater echter ter hoogte van de oude Schelde-arm gehalten aan zware metalen bevatten die de Belgische drinkwaternorm in geringe mate overschrijden. Aangezien verzuring van het afval tot dergelijke pH-waarden echter weinig waarschijnlijk is, is de kans op grondwaterverontreiniging op de stortplaats uiterst gering.



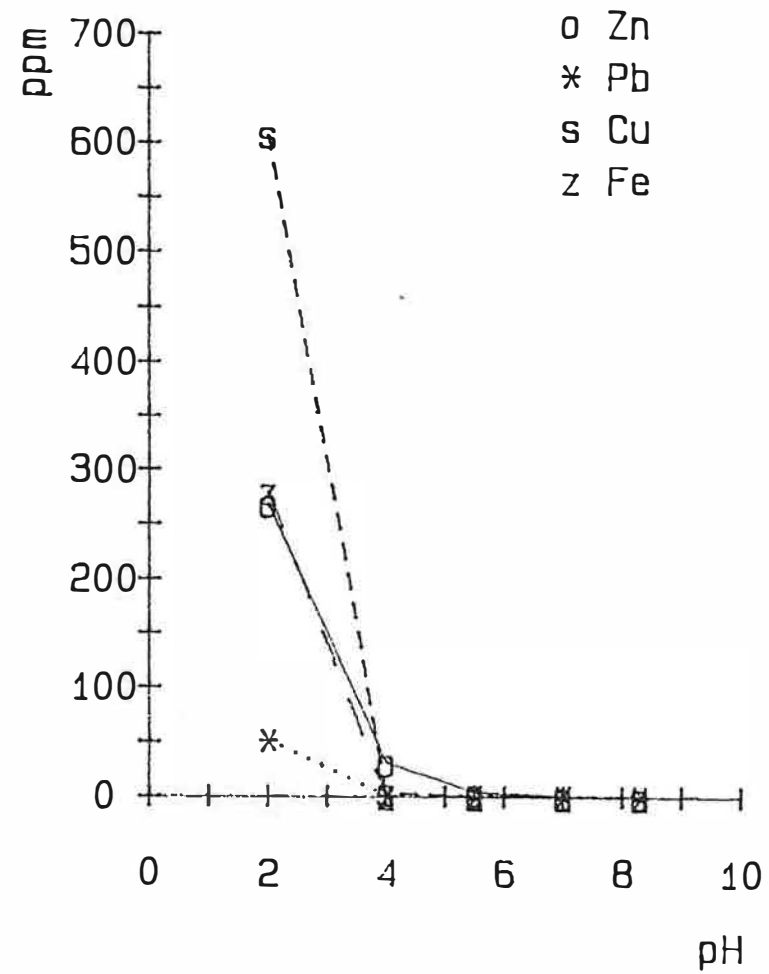
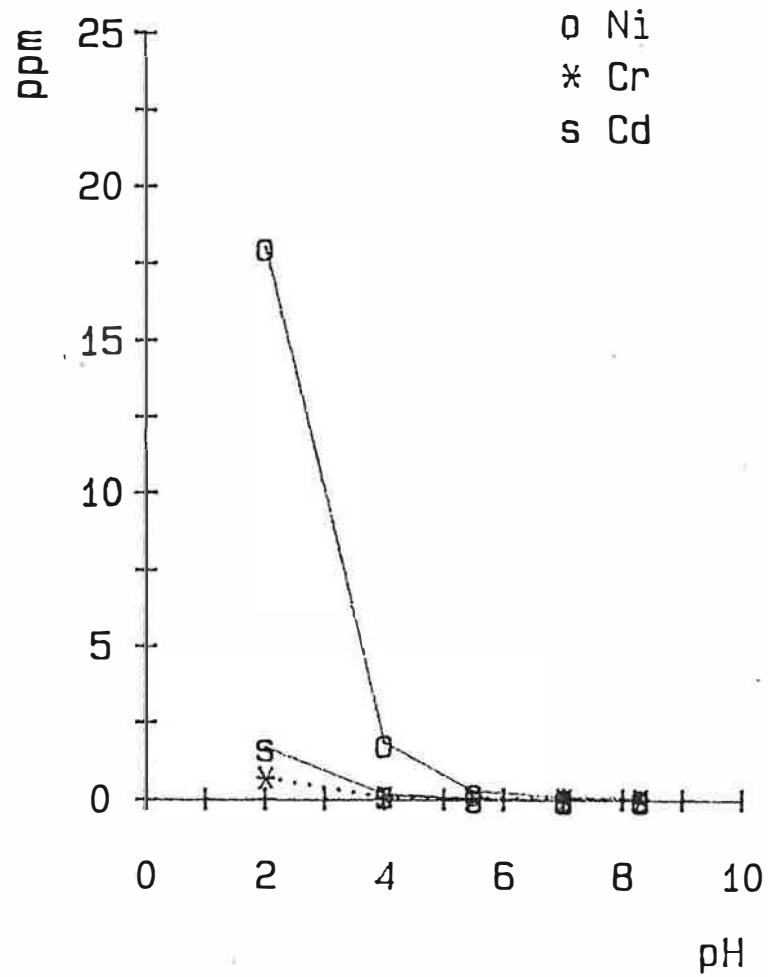
TABEL 1: MOBILISEERBARE CONCENTRATIE (ppm) VAN ZWARE METALEN i.f.v. DE pH

	pH-WAARDE	C21	E16	F11	I12	I13	MAXIMUM	GEMIDDELDE
Zn	HUIDIGE pH	0.13	1.01	0.14	0.06	0.20	1.010	0.308
	pH = 7	0.32	3.64	4.28	0.49	0.50	4.280	1.846
	pH = 5.5	3.71	64.43	61.14	3.71	14.59	64.430	29.516
	pH = 4	29.94	306.81	358.50	43.20	78.32	358.500	163.354
	pH = 2	267.35	1047.48	1947.66	161.66	371.74	1947.660	759.178
	TOTAAL	567.30	978.70	4751.30	415.20	801.20	4751.300	1502.740
Pb	HUIDIGE pH	0.00	0.00	0.10	0.00	0.20	0.200	0.060
	pH = 7	0.10	0.00	0.20	0.00	0.20	0.200	0.100
	pH = 5.5	0.20	0.70	15.91	0.00	0.40	15.910	3.442
	pH = 4	0.50	4.77	695.11	0.80	19.53	695.110	144.142
	pH = 2	51.15	198.21	20002.00	55.45	948.40	20002.000	4251.042
	TOTAAL	371.40	936.60	50000.00	904.90	5636.20	50000.000	11569.820
Fe	HUIDIGE pH	0.00	0.60	0.00	0.00	0.00	0.600	0.120
	pH = 7	0.13	0.13	0.00	0.00	0.00	0.130	0.052
	pH = 5.5	0.22	0.42	1.86	0.61	0.42	1.860	0.706
	pH = 4	0.42	5.80	182.00	12.33	63.45	182.000	52.800
	pH = 2	278.39	208.80	2589.00	32.12	363.46	2589.000	694.354
	TOTAAL	16388.00	17348.00	70598.00	11444.00	27221.00	70598.000	28599.800
Cd	HUIDIGE pH	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	0.000
	pH = 7	0.02	0.00	0.00	0.04	0.02	0.040	0.016
	pH = 5.5	0.04	0.04	0.10	0.00	0.13	0.130	0.062
	pH = 4	0.17	0.70	0.41	0.13	0.80	0.800	0.442
	pH = 2	1.68	0.99	1.10	0.37	4.09	4.090	1.646
	TOTAAL	3.77	0.94	3.77	2.07	8.93	8.930	3.896
Cu	HUIDIGE pH	0.06	0.10	0.23	0.00	0.40	0.400	0.158
	pH = 7	0.07	0.16	0.28	0.03	0.40	0.400	0.188
	pH = 5.5	0.20	0.44	0.57	0.07	0.49	0.570	0.354
	pH = 4	2.92	0.81	1.10	0.94	0.61	2.920	1.276
	pH = 2	607.37	11.71	28.73	40.27	14.73	607.370	140.562
	TOTAAL	1773.50	97.40	676.20	233.20	146.50	1773.500	585.360
Cr	HUIDIGE pH	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.070	0.014
	pH = 7	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.070	0.014
	pH = 5.5	0.07	0.00	0.00	0.07	0.07	0.070	0.042
	pH = 4	0.07	0.15	0.07	0.07	0.15	0.150	0.102
	pH = 2	0.70	1.34	0.62	0.38	2.07	2.070	1.022
	TOTAAL	46.28	26.06	18.09	54.47	341.07	341.070	97.194
Ni	HUIDIGE pH	0.06	0.25	0.00	0.00	0.06	0.250	0.074
	pH = 7	0.06	0.37	0.00	0.00	0.06	0.370	0.098
	pH = 5.5	0.25	0.63	1.31	0.00	0.37	1.310	0.512
	pH = 4	1.81	1.96	6.22	0.57	1.17	6.220	2.346
	pH = 2	18.02	3.19	16.68	3.51	5.11	18.020	9.302
	TOTAAL	125.00	45.00	92.50	55.00	37.50	125.000	71.000

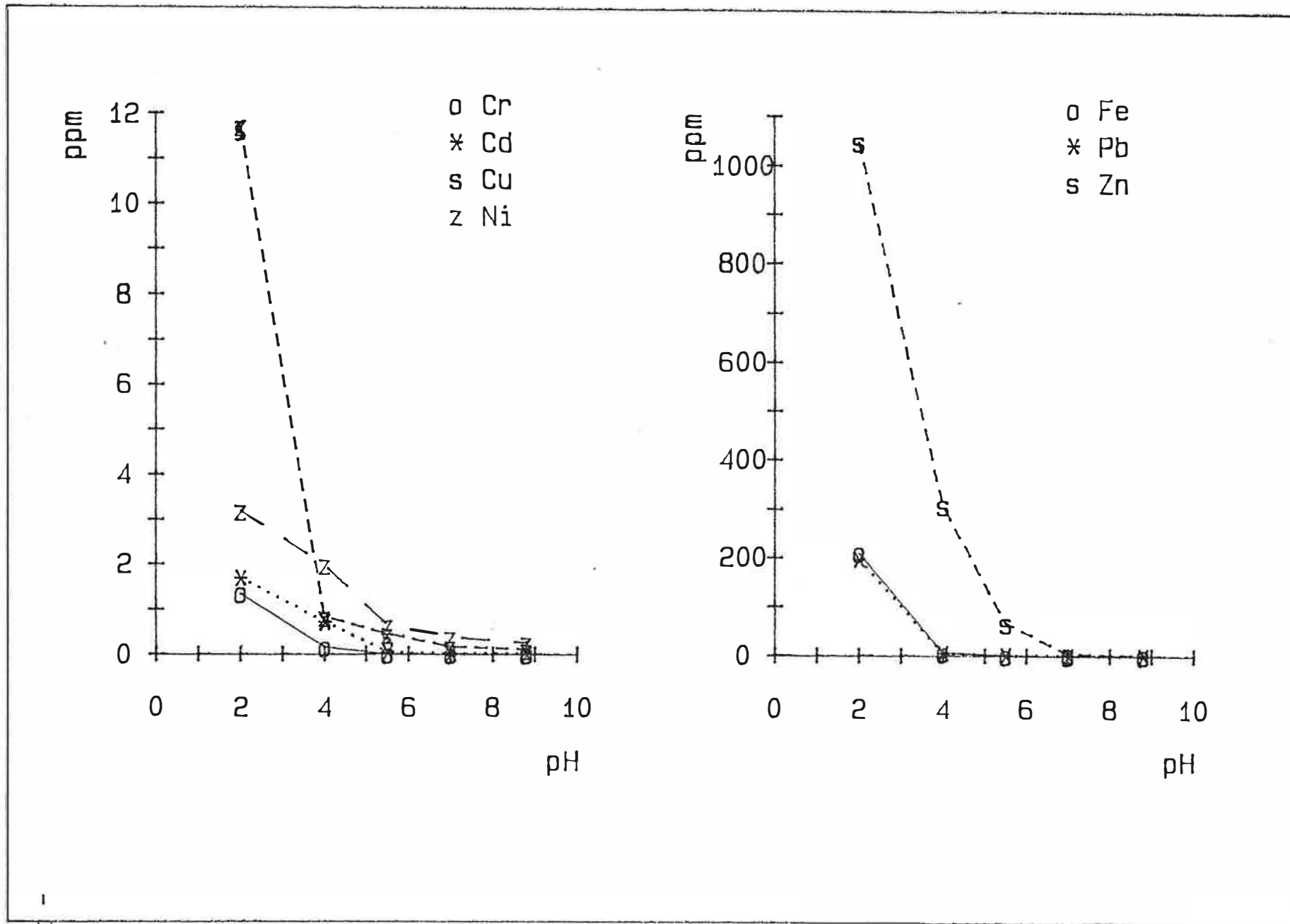
TABEL 2: MOBILISEERBARE FRAKTIE (%) VAN ZWARE METALEN i.f.v. DE pH

	pH-WAARDE	C21	E16	F11	I12	I13	MAXIMUM	GEMIDDELDE
Zn	HUIDIGE pH	0.023%	0.103%	0.003%	0.014%	0.025%	0.103%	0.034%
	pH = 7	0.056%	0.372%	0.090%	0.118%	0.062%	0.372%	0.140%
	pH = 5.5	0.654%	6.583%	1.287%	0.894%	1.821%	6.583%	2.248%
	pH = 4	5.278%	31.349%	7.545%	10.405%	9.775%	31.349%	12.870%
	pH = 2	47.127%	107.028%	40.992%	38.935%	46.398%	107.028%	56.096%
	TOTAAL	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%
Pb	HUIDIGE pH	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%	0.004%	0.004%	0.001%
	pH = 7	0.027%	0.000%	0.000%	0.000%	0.004%	0.027%	0.006%
	pH = 5.5	0.054%	0.075%	0.032%	0.000%	0.007%	0.075%	0.034%
	pH = 4	0.135%	0.509%	1.390%	0.088%	0.347%	1.390%	0.494%
	pH = 2	13.772%	21.163%	40.004%	6.128%	16.827%	40.004%	19.579%
	TOTAAL	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%
Fe	HUIDIGE pH	0.000%	0.003%	0.000%	0.000%	0.000%	0.003%	0.001%
	pH = 7	0.001%	0.001%	0.000%	0.000%	0.000%	0.001%	0.000%
	pH = 5.5	0.001%	0.002%	0.003%	0.005%	0.002%	0.005%	0.003%
	pH = 4	0.003%	0.033%	0.258%	0.108%	0.233%	0.258%	0.127%
	pH = 2	1.699%	1.204%	3.667%	0.281%	1.335%	3.667%	1.637%
	TOTAAL	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%
Cd	HUIDIGE pH	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%
	pH = 7	0.531%	0.000%	0.000%	1.932%	0.224%	1.932%	0.537%
	pH = 5.5	1.061%	4.255%	2.653%	0.000%	1.456%	4.255%	1.885%
	pH = 4	4.509%	74.468%	10.875%	6.280%	8.959%	74.468%	21.018%
	pH = 2	44.562%	105.319%	29.178%	17.874%	45.801%	105.319%	48.547%
	TOTAAL	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%
Cu	HUIDIGE pH	0.003%	0.103%	0.034%	0.000%	0.273%	0.273%	0.083%
	pH = 7	0.004%	0.164%	0.041%	0.013%	0.273%	0.273%	0.099%
	pH = 5.5	0.011%	0.452%	0.084%	0.030%	0.334%	0.452%	0.182%
	pH = 4	0.165%	0.832%	0.163%	0.403%	0.416%	0.832%	0.396%
	pH = 2	34.247%	12.023%	4.249%	17.268%	10.055%	34.247%	15.568%
	TOTAAL	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%
Cr	HUIDIGE pH	0.000%	0.000%	0.000%	0.129%	0.000%	0.129%	0.026%
	pH = 7	0.000%	0.000%	0.000%	0.129%	0.000%	0.129%	0.026%
	pH = 5.5	0.151%	0.000%	0.000%	0.129%	0.021%	0.151%	0.060%
	pH = 4	0.151%	0.576%	0.387%	0.129%	0.044%	0.576%	0.257%
	pH = 2	1.513%	5.142%	3.427%	0.698%	0.607%	5.142%	2.277%
	TOTAAL	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%
Ni	HUIDIGE pH	0.048%	0.556%	0.000%	0.000%	0.160%	0.556%	0.153%
	pH = 7	0.048%	0.822%	0.000%	0.000%	0.160%	0.822%	0.206%
	pH = 5.5	0.200%	1.400%	1.416%	0.000%	0.987%	1.416%	0.801%
	pH = 4	1.448%	4.356%	6.724%	1.036%	3.120%	6.724%	3.337%
	pH = 2	14.416%	7.089%	18.032%	6.382%	13.627%	18.032%	11.909%
	TOTAAL	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%	100.000%

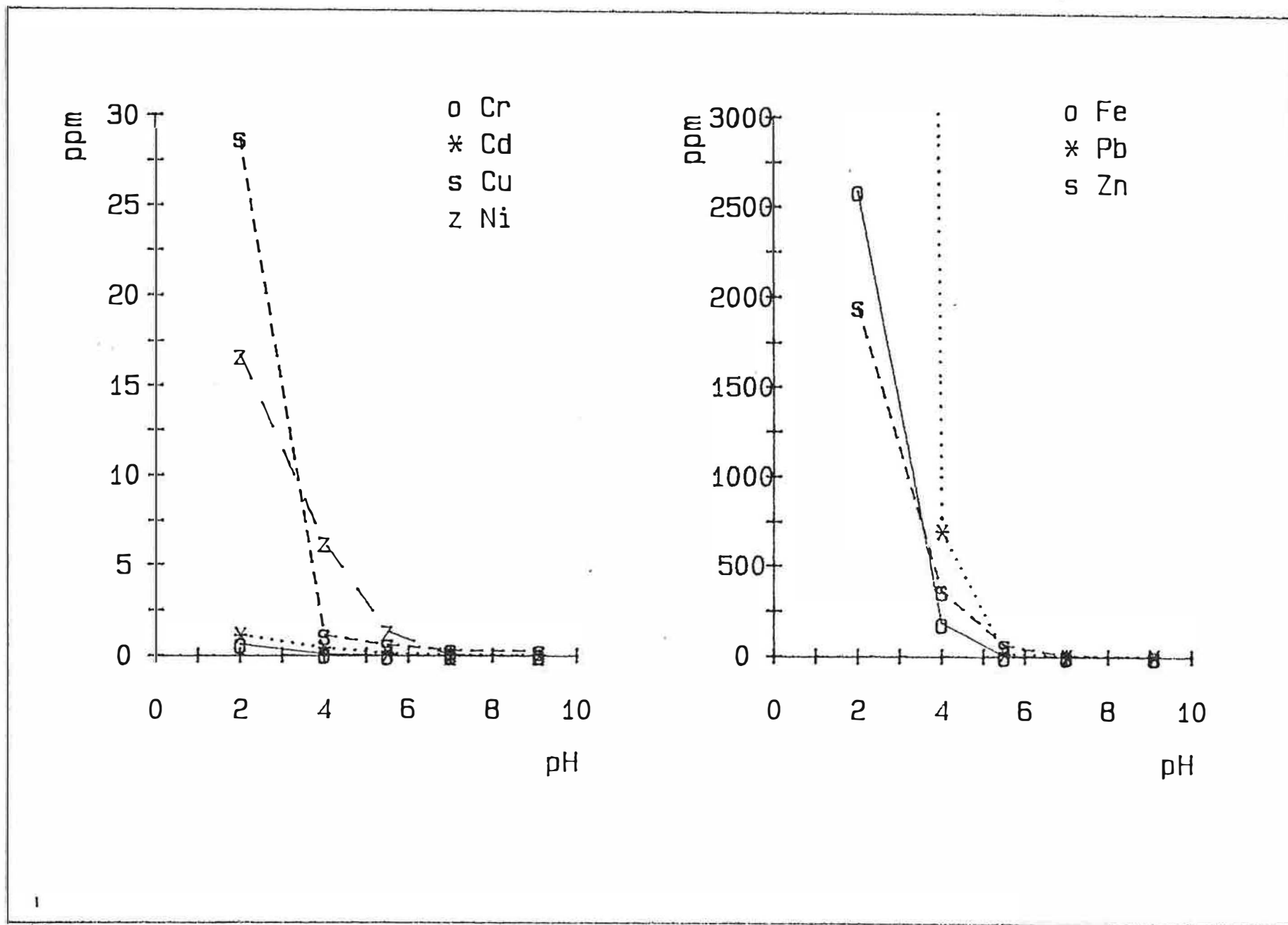
Figuur 1 : Mobiliteitscurve van de zware metalen in het afvalmonster C 21



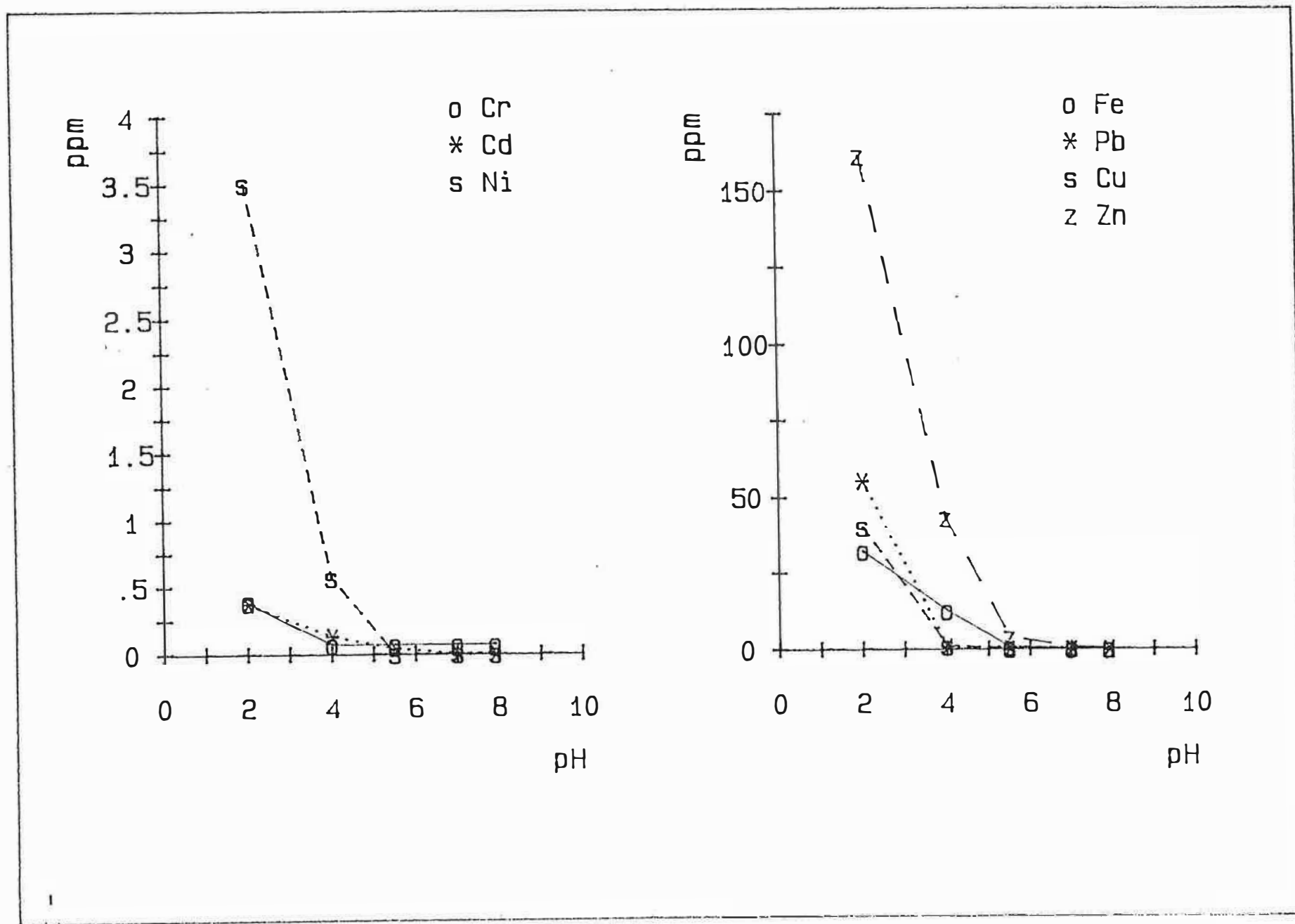
Figuur 2 : Mobiliteitscurve van de zware metalen in het afvalmonster E 16



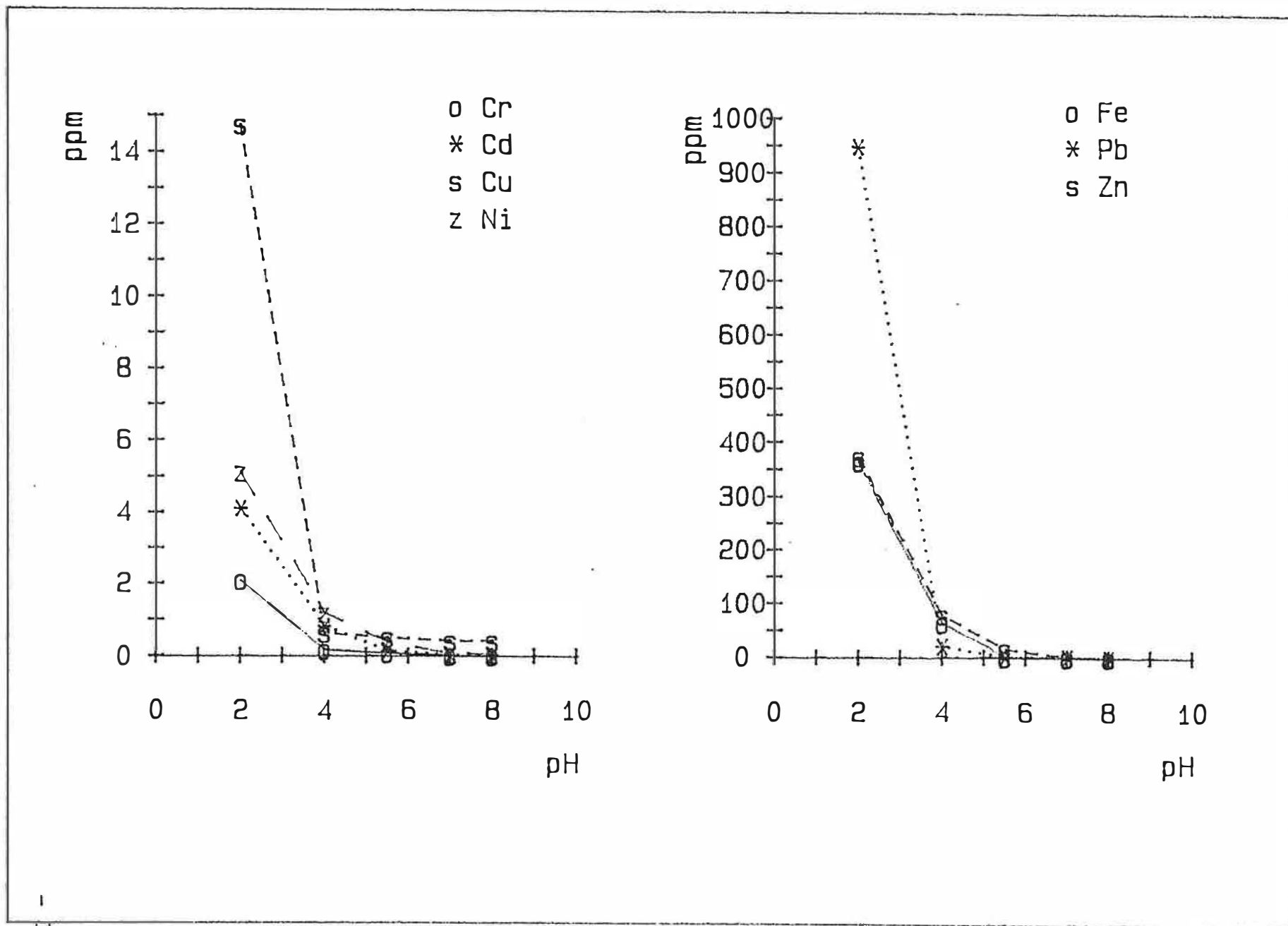
Figuur 3 : Mobiliteitscurve van de zware metalen in het afvalmonster F 11



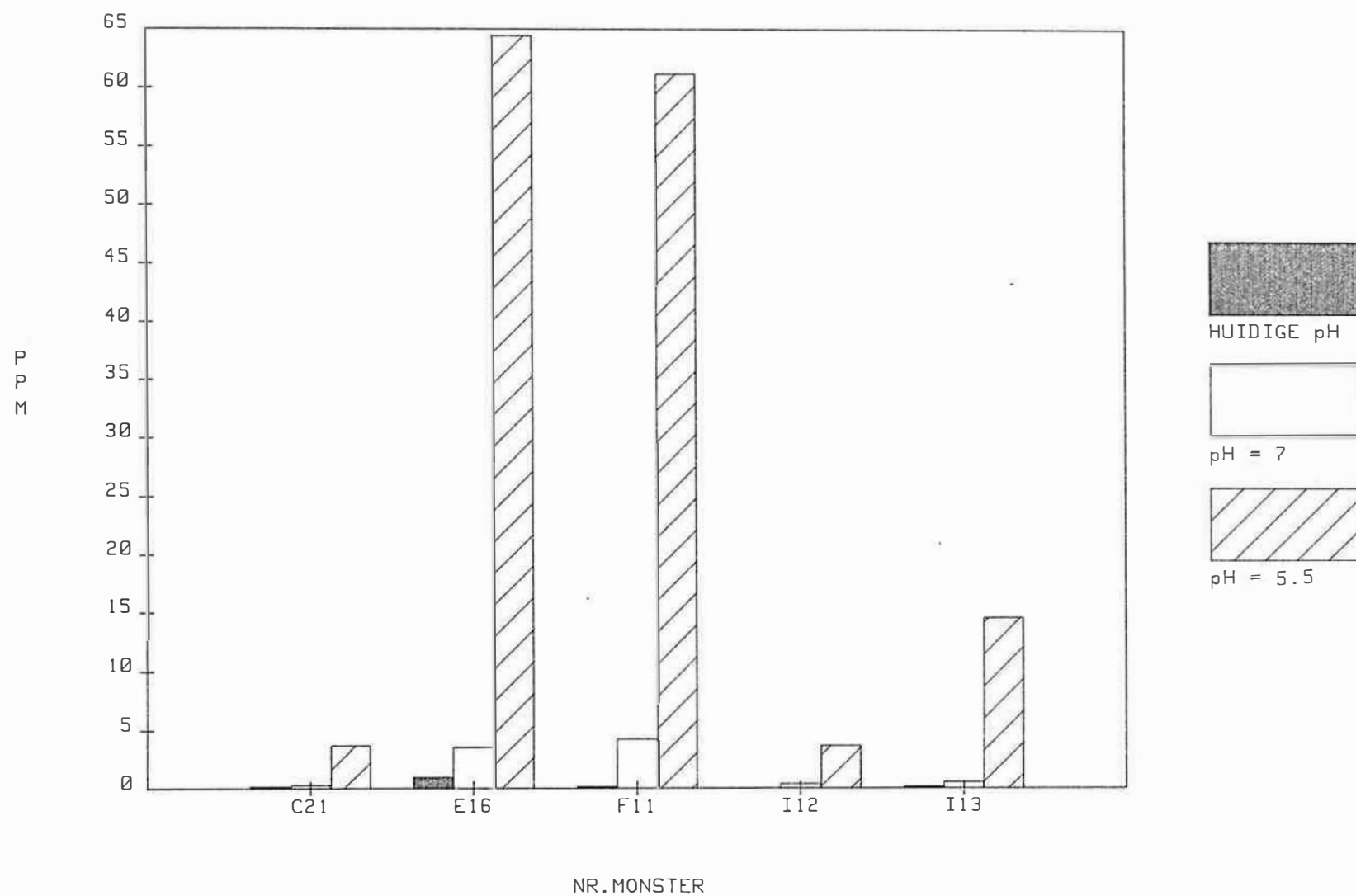
Figuur 4 : Mobiliteitscurve van de zware metalen in het afvalmonster I 12



Figuur 5 : Mobiliteitscurve van de zware metalen in het afvalmonster I 13

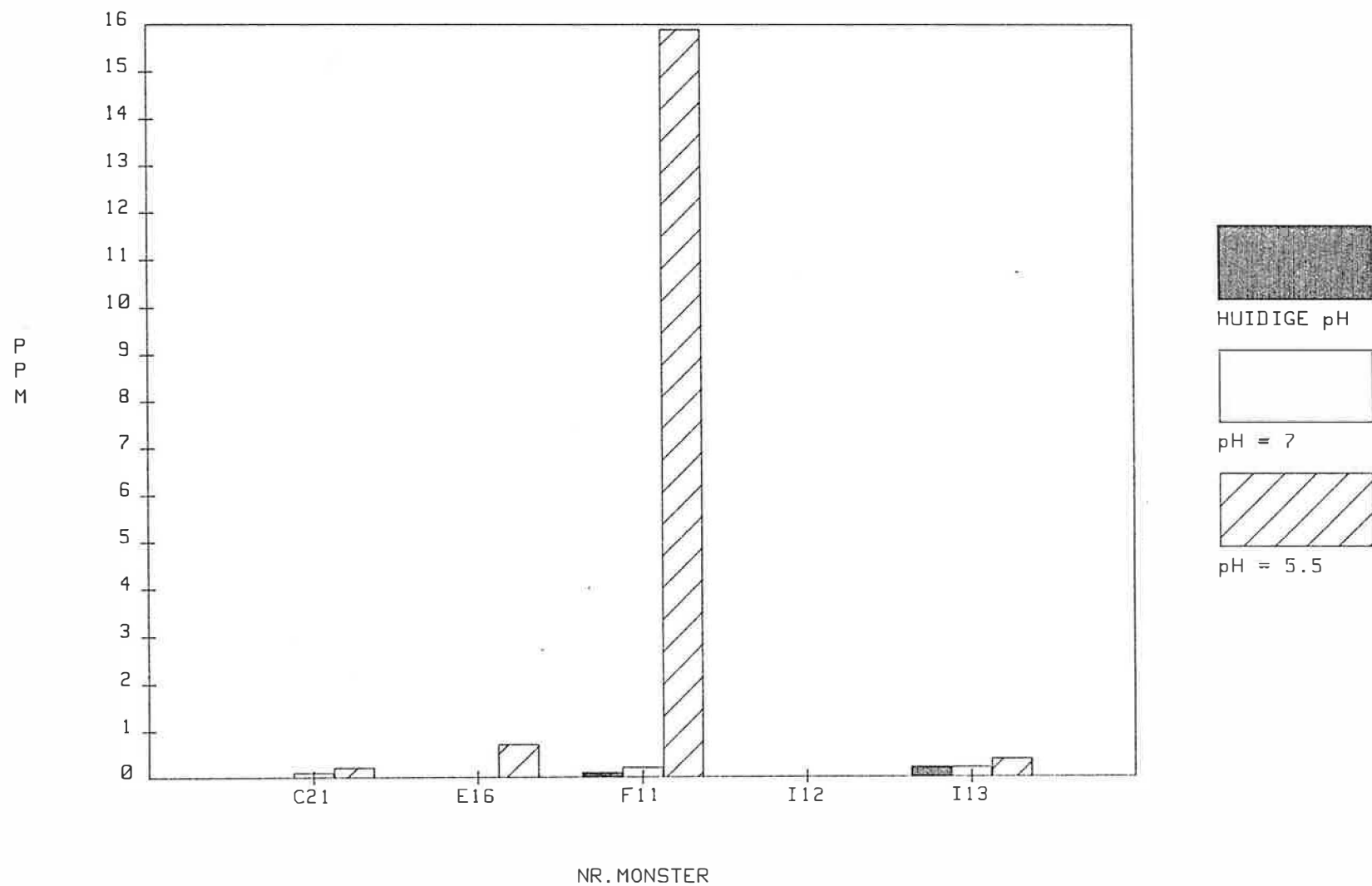


FIGUUR 6: MOBILISEERBARE CONCENTRATIE AAN Zn i.f.v. DE pH

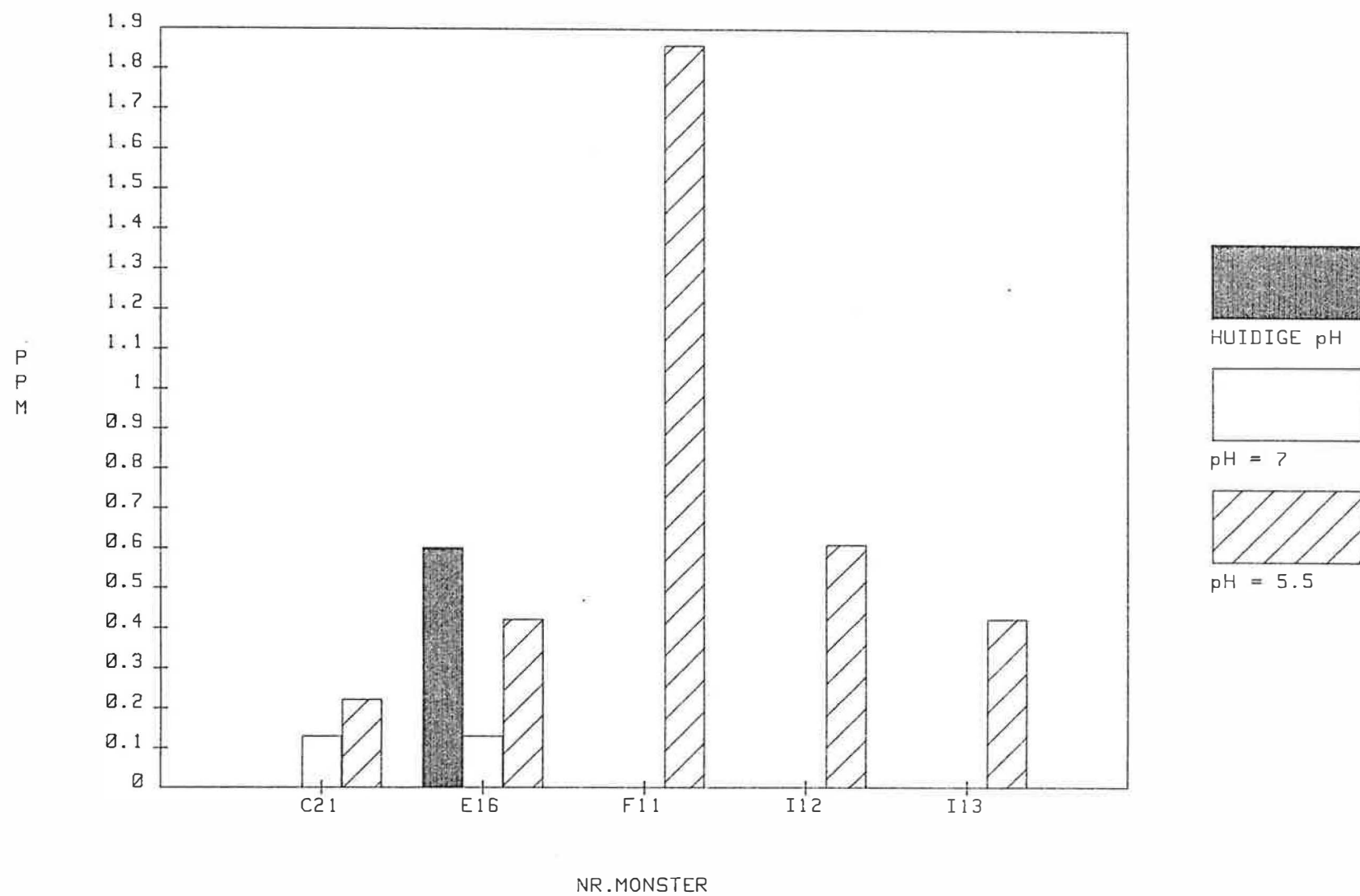




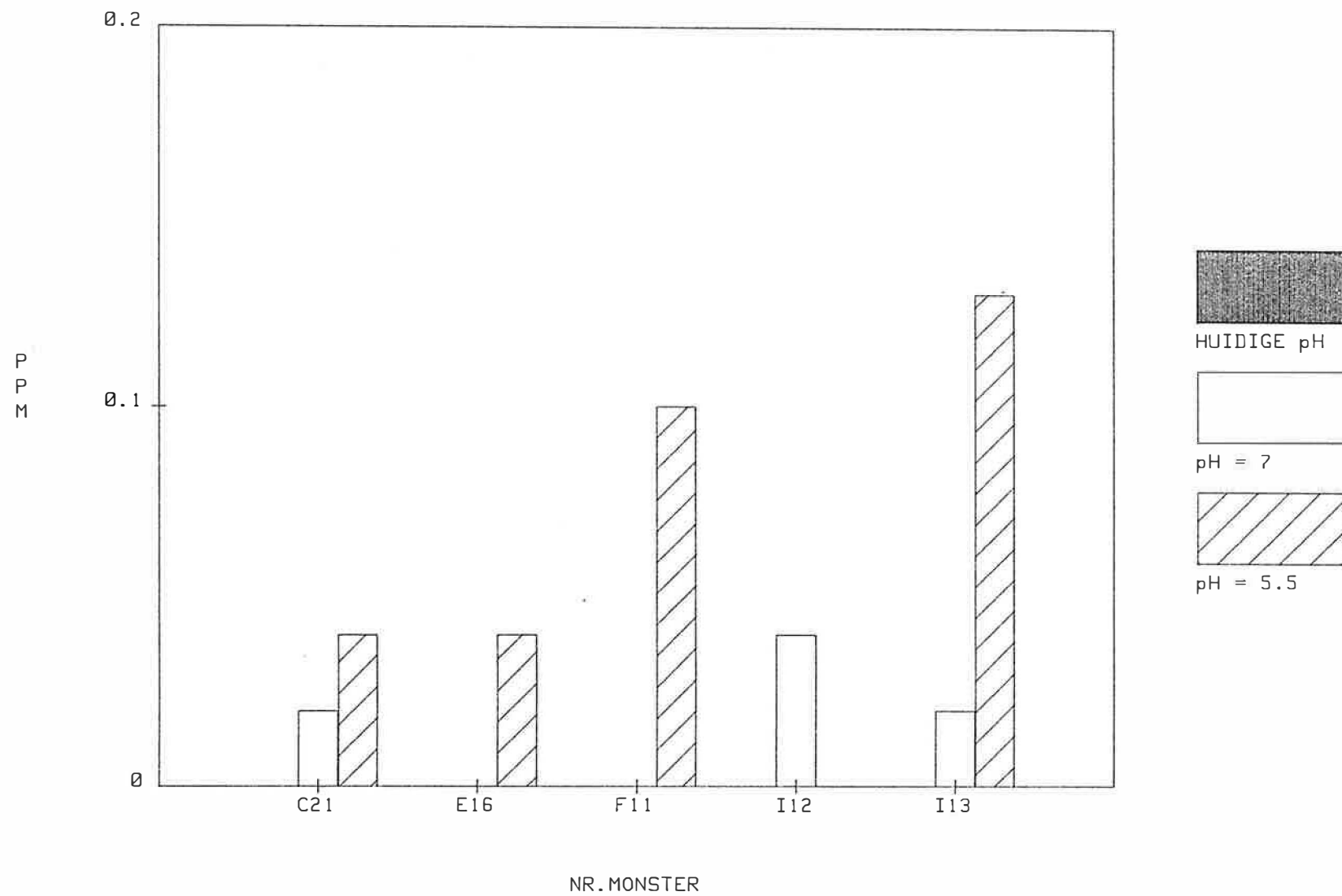
FIGUUR 7 : MOBILISEERBARE CONCENTRATIE AAN Pb i.f.v. DE pH



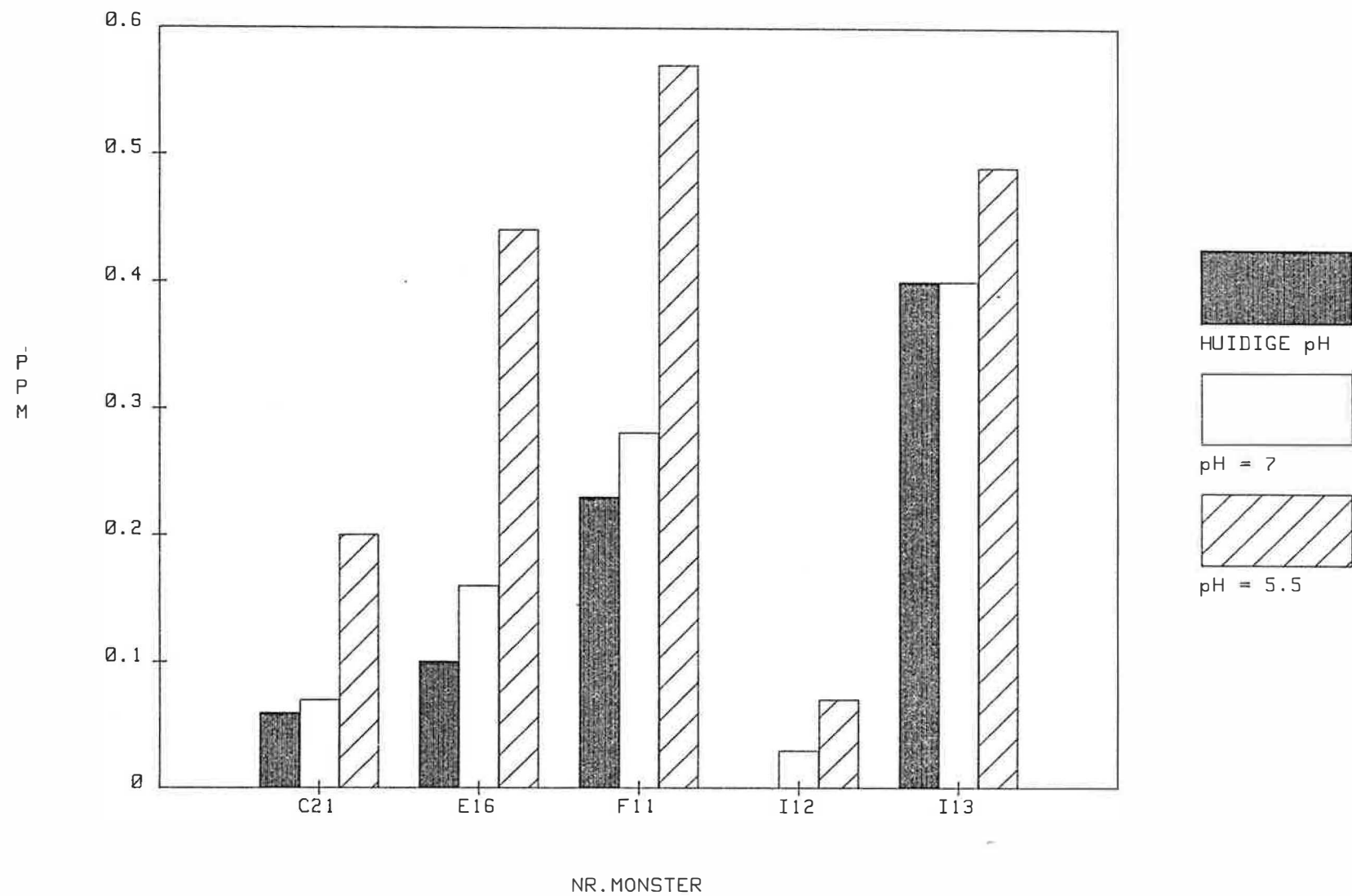
FIGUUR 8 : MOBILISEERBARE CONCENTRATIE AAN Fe i.f.v. DE pH



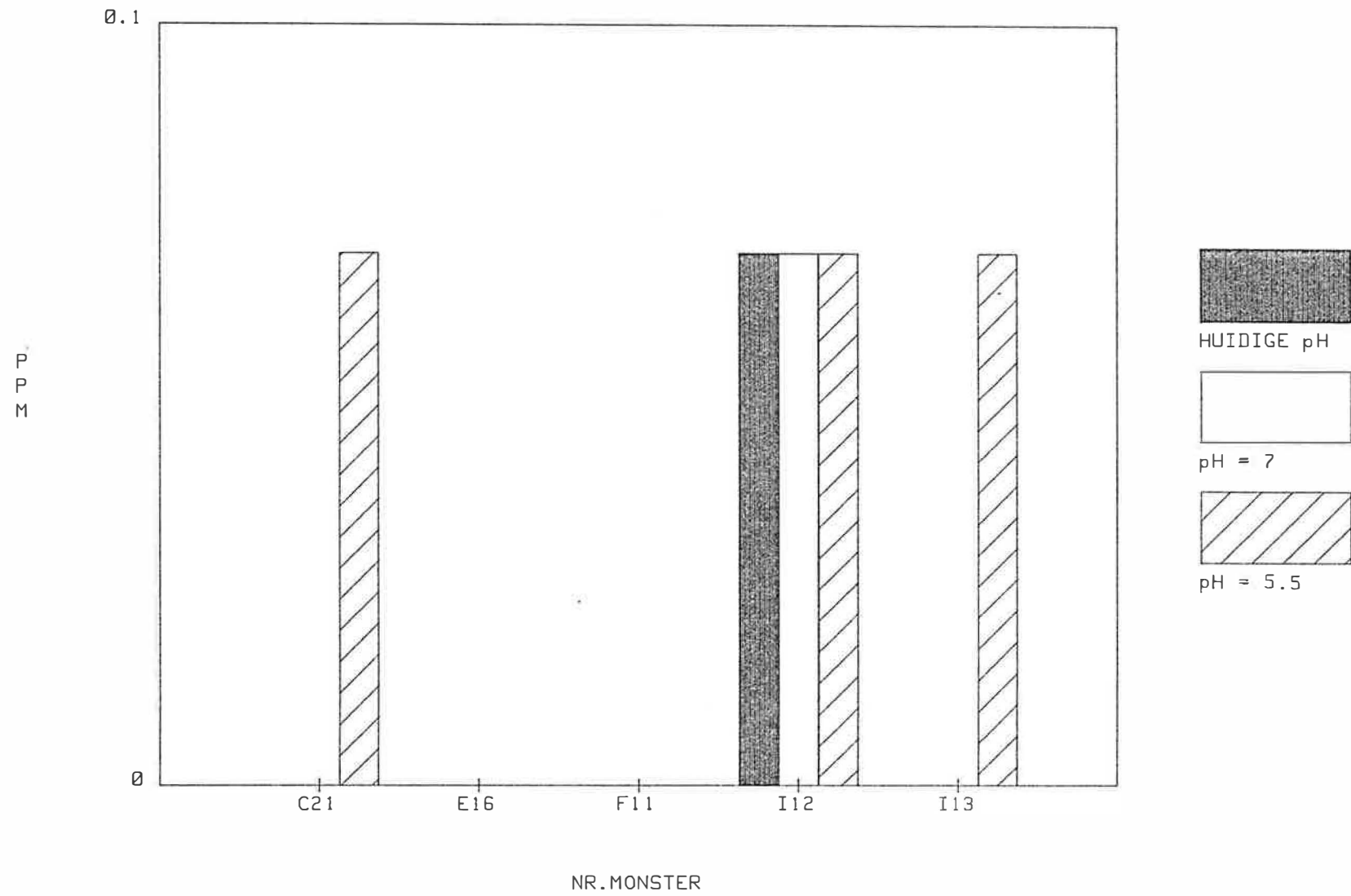
FIGUUR 9 : MOBILISEERBARE CONCENTRATIE AAN Cd i.f.v. DE pH



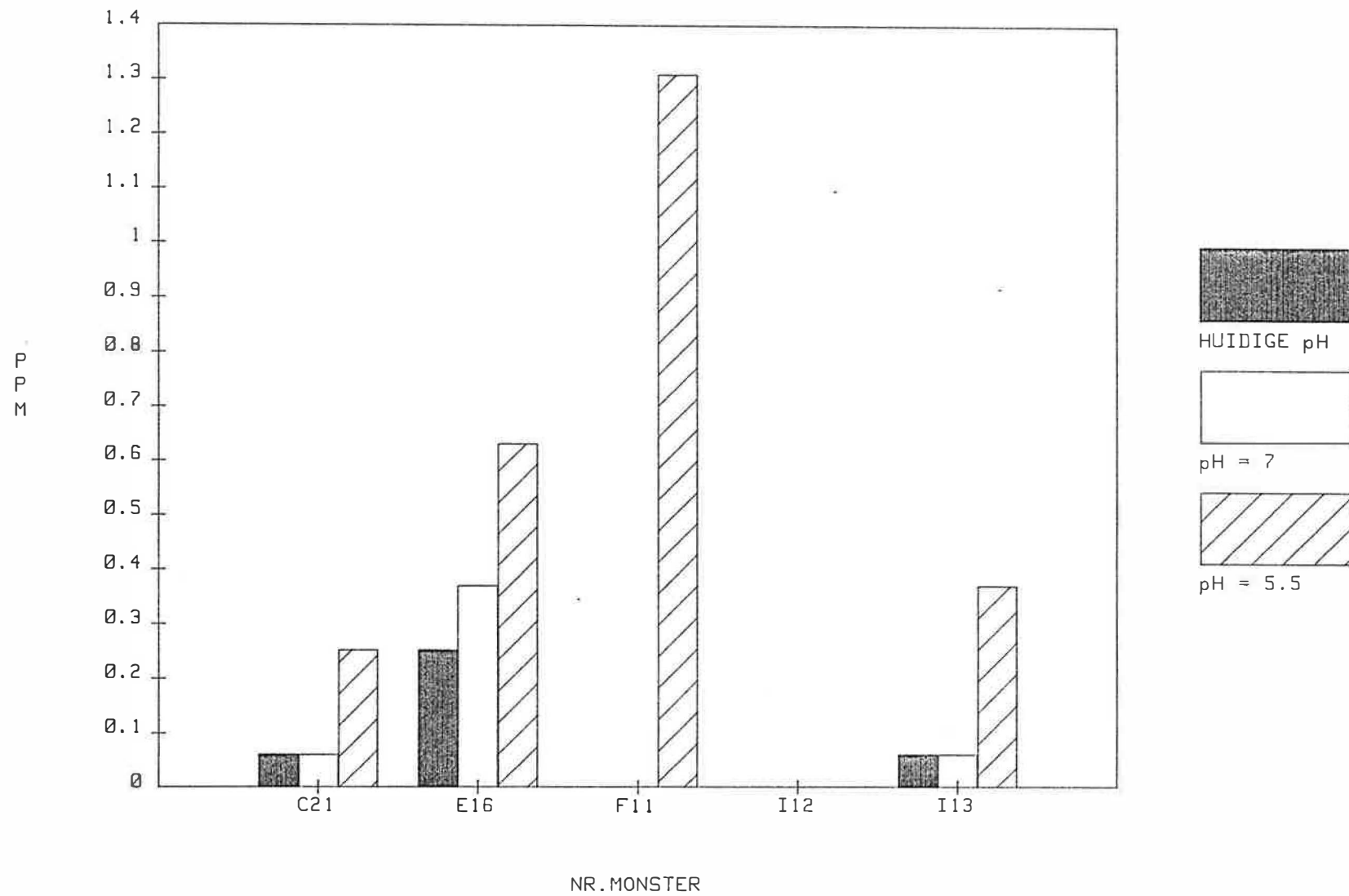
FIGUUR 10 : MOBILISEERBARE CONCENTRATIE AAN Cu i.f.v. DE pH



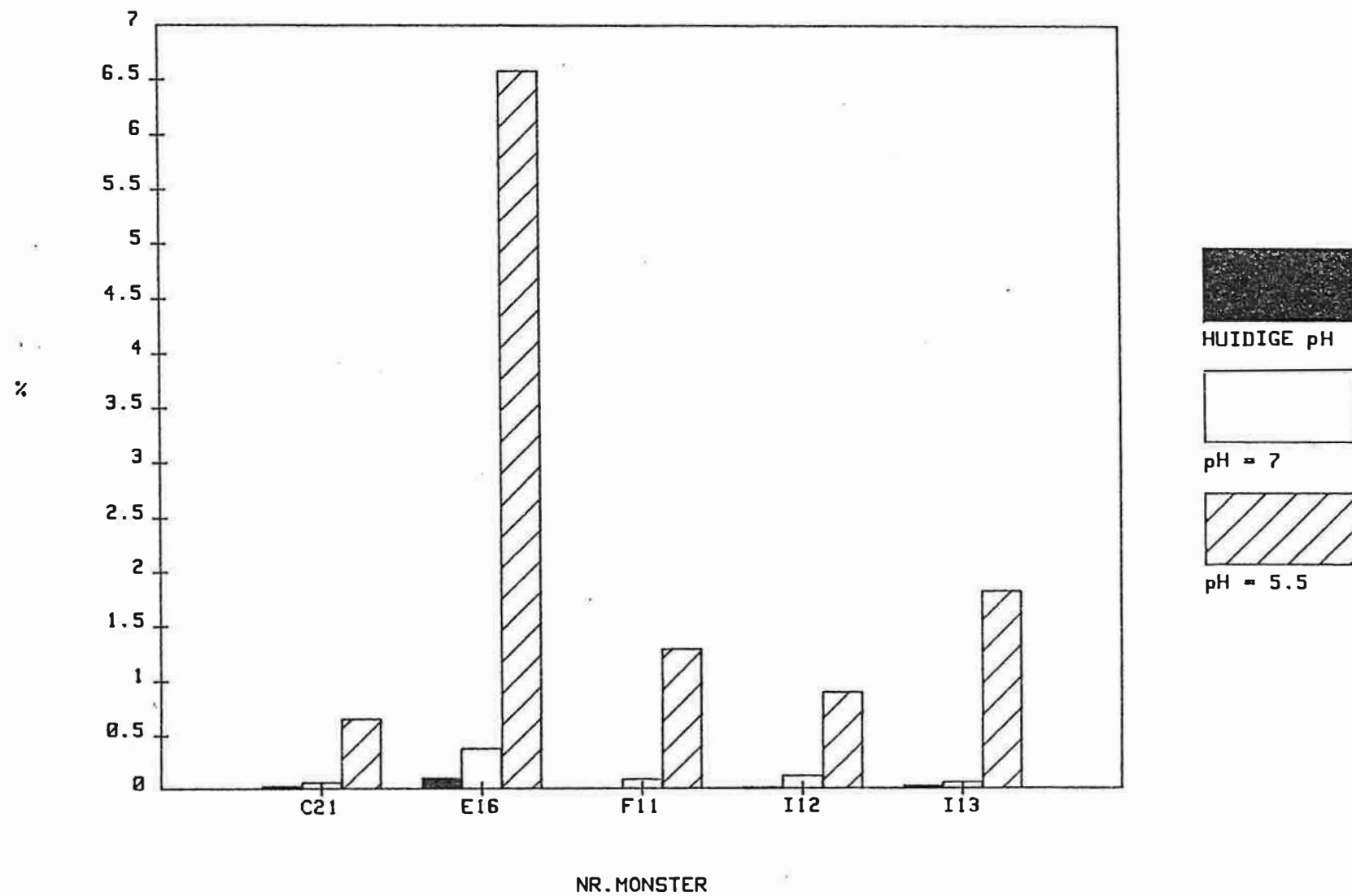
FIGUUR 11 : MOBILISEERBARE CONCENTRATIE AAN Cr i.f.v. DE pH



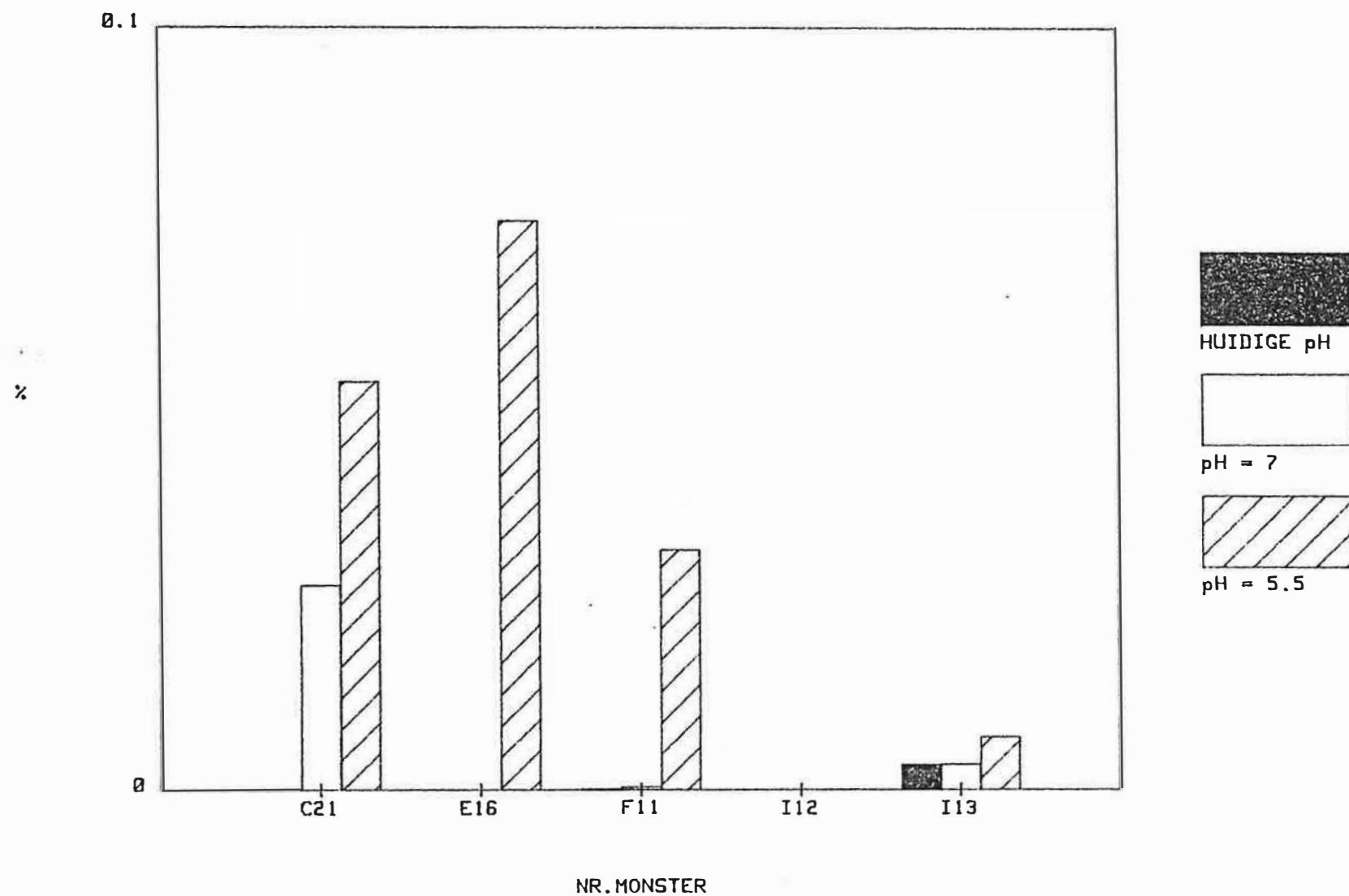
FIGUUR 12 : MOBILISEERBARE CONCENTRATIE AAN Ni i.f.v. DE pH



Figuur 13 : MOBILISEERBARE FRAKTIE AAN Zn i.f.v. DE pH

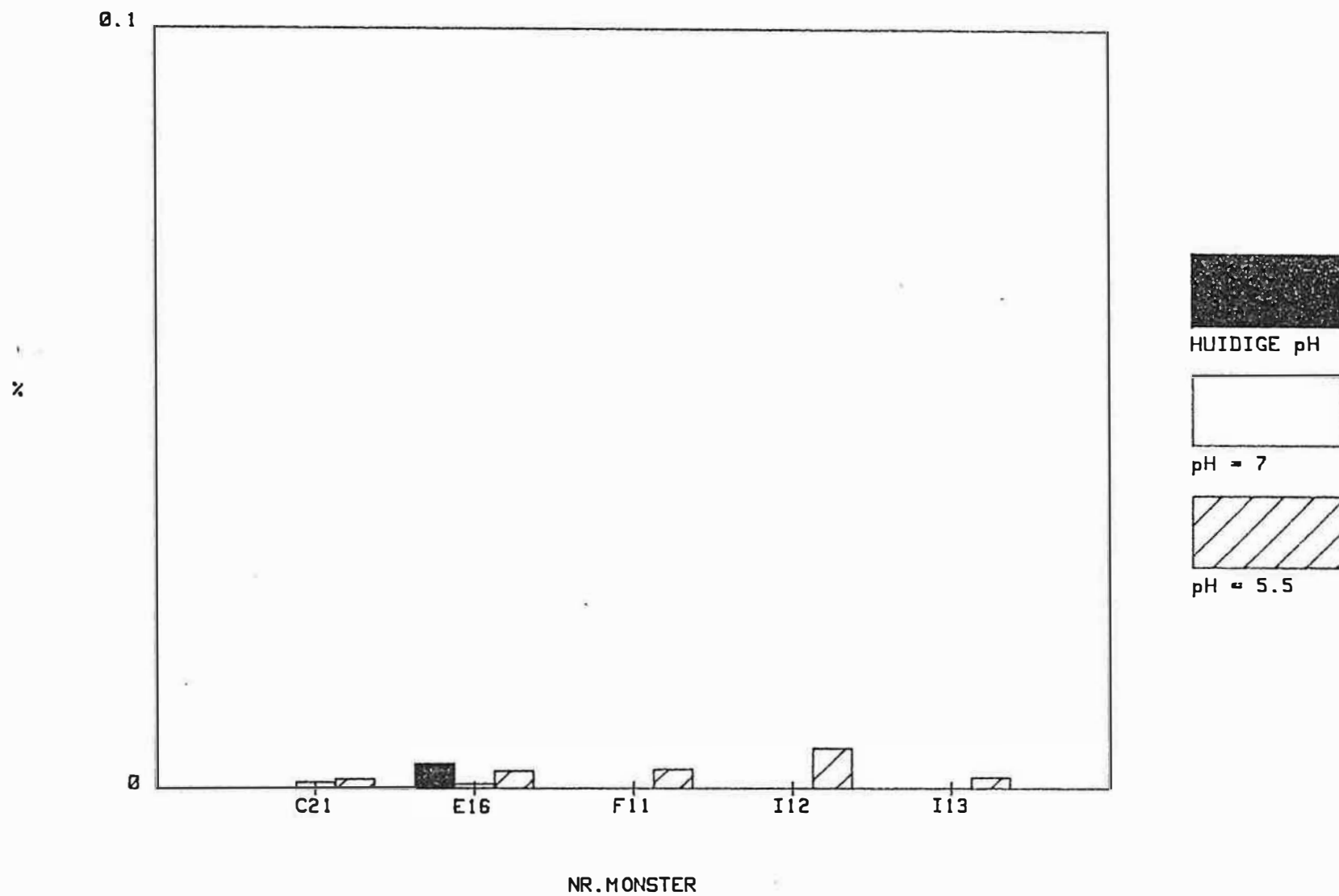


Figuur 14 : MOBILISEERBARE FRAKTIE AAN Pb i.f.v. DE pH

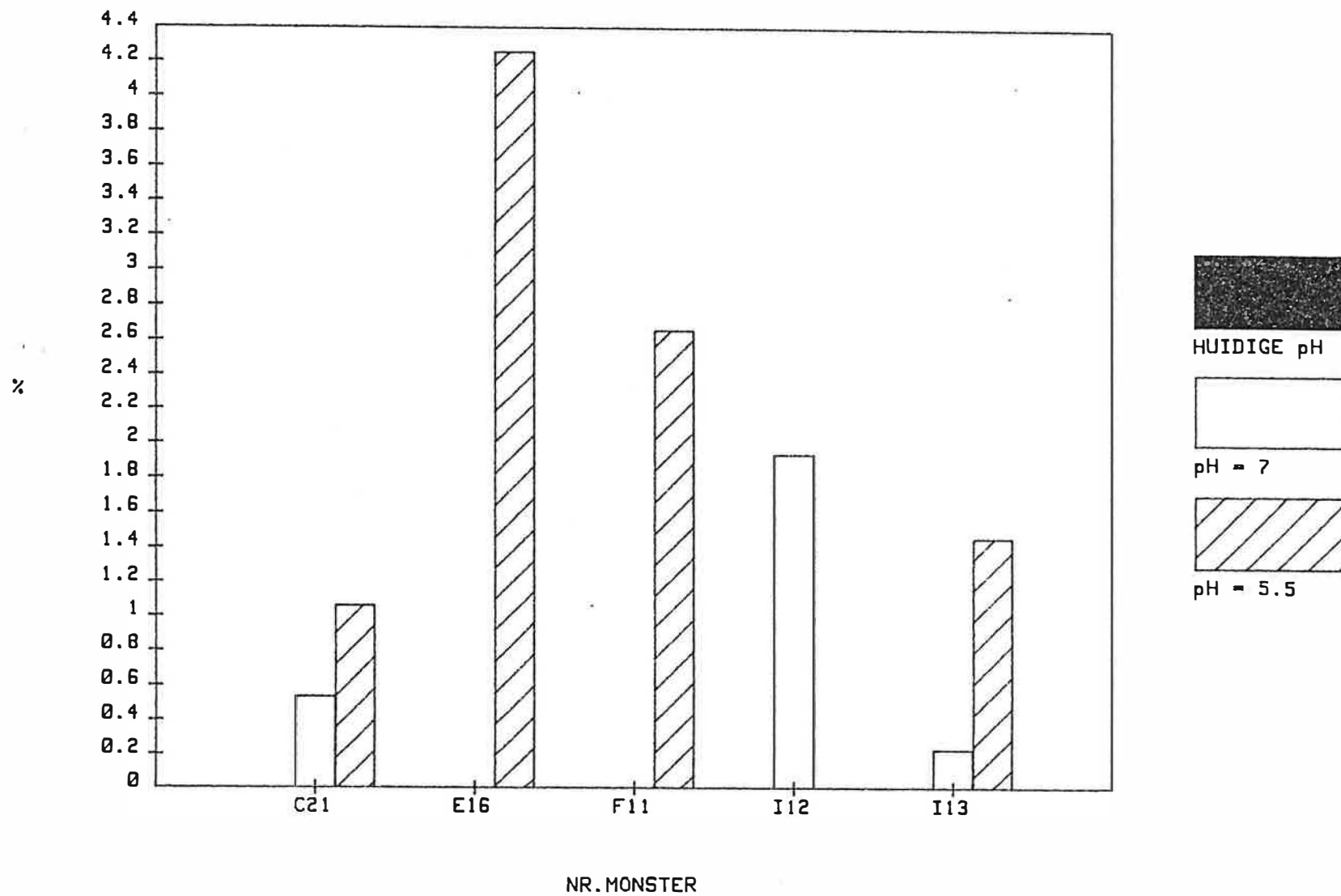




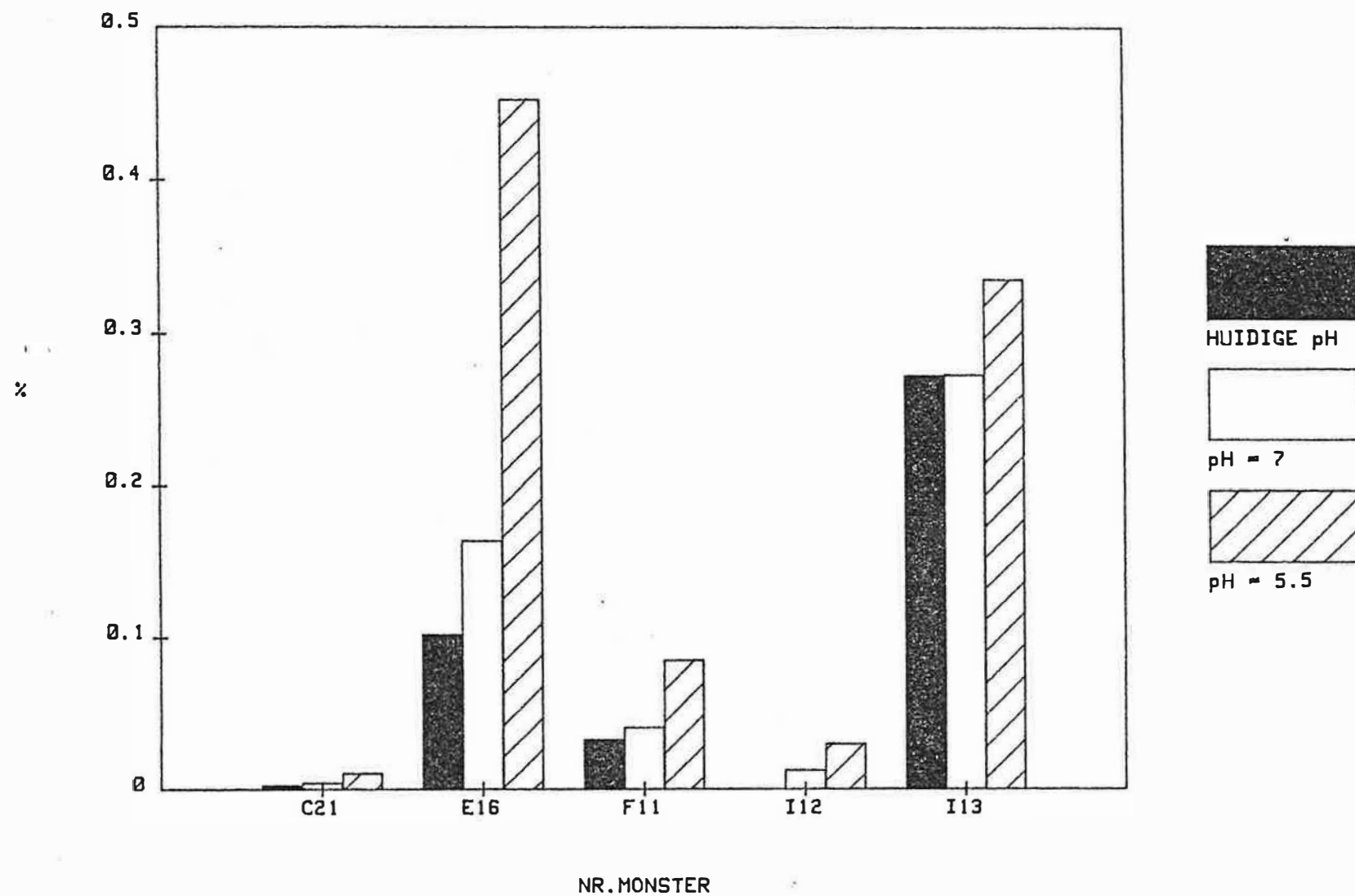
Figuur 15 MOBILISEERBARE FRAKTIE AAN Fe i.f.v. DE pH



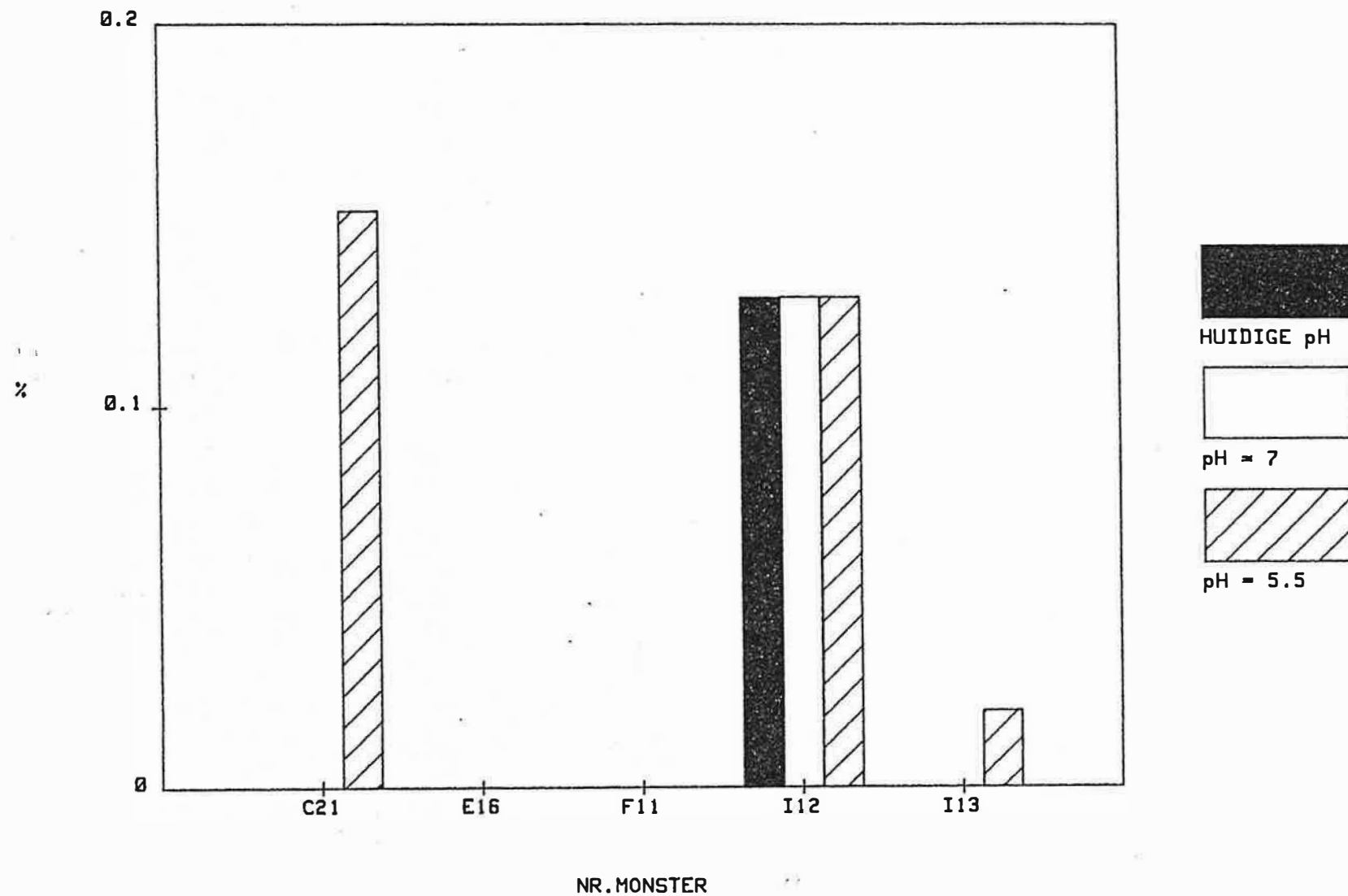
Figuur 16 : MOBILISEERBARE FRAKTIE AAN Cd t.f.v. DE pH



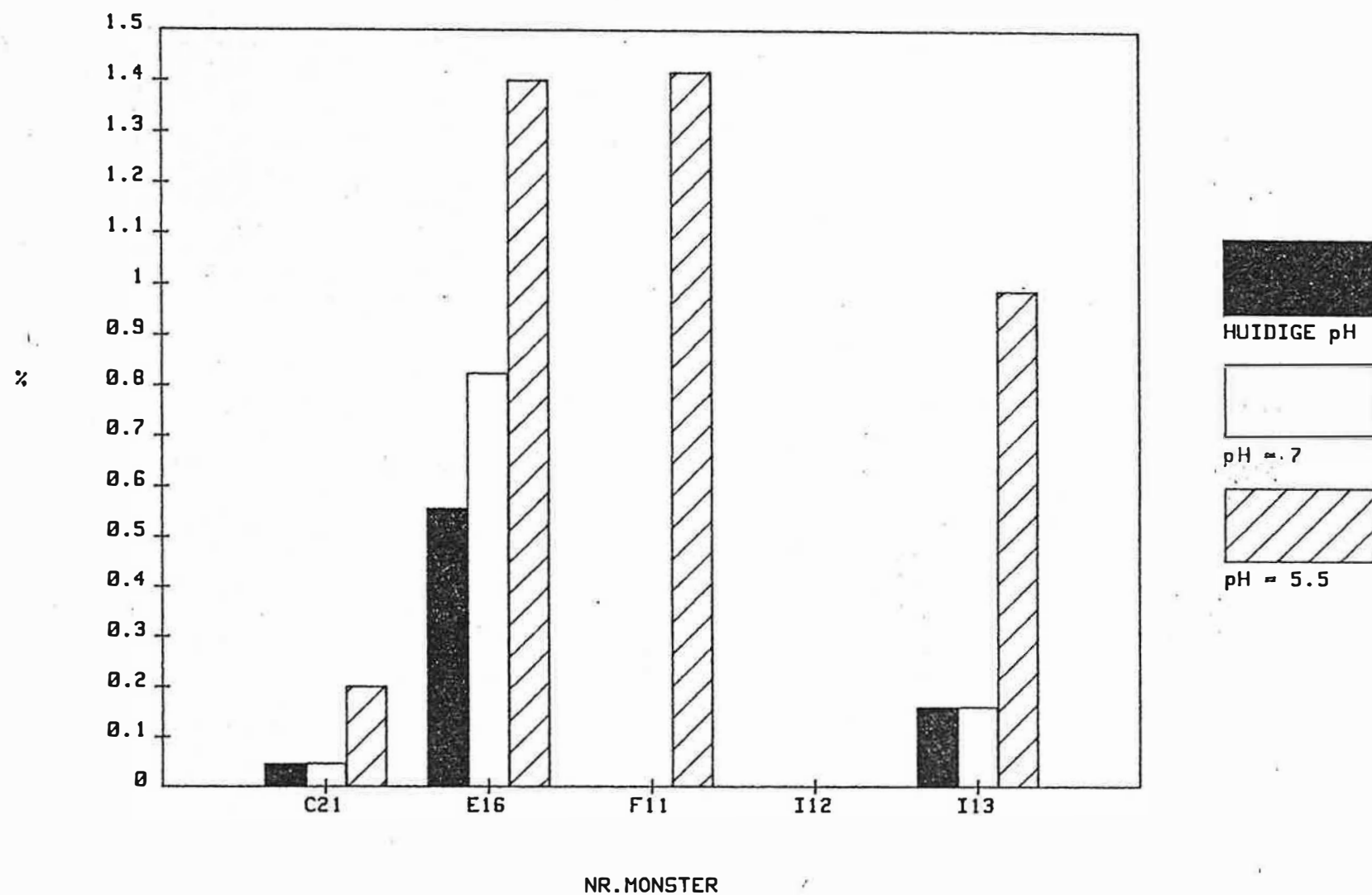
Figuur 17 : MOBILISEERBARE FRAKTIE AAN Cu i.f.v. DE pH



Figuur 18 : MOBILISEERBARE FRAKTIE AAN Cr i.f.v. DE pH



Figuur 19 : MOBILISEERBARE FRAKTIE AAN Ni i.f.v. DE pH



## 1.2. Verspreiding via grondwater

-----

De evolutie van de verspreiding van de verontreiniging via het grondwater werd gesimuleerd met behulp van een matematisch model.

In dit model wordt uitgegaan van hydraulische parameters en randvoorwaarden (o.a. stijghoogten). Teneinde deze gegevens zo exact mogelijk te bepalen werden de pompproeven geïnterpreteerd met een mathematisch model (zie 1.2.2.) en werden nog een aantal stijghoogtemetingen uitgevoerd (zie 1.2.1.), naast deze opgemeten in de karakterisatiefase.

### 1.2.1. Stijghoogtemetingen

Aansluitend op de opgemeten stijghoogten van 18/07/1986 en 25/07/1986 (zie rapport "Karakterisatie") werden tussen begin augustus en eind oktober 1986 in de meeste peilbuizen nog tweemaal de stijghoogten gemeten (12/08/1986, 29/09/1986). De waarden van de meetrondes zijn opgenomen in Tabel 3.

Tabel 3 Stijghoogten gemeten op 18/7/86, 25/7/86, 12/8/86 en 29/9/1986 te Gentbrugge.

Peilbuis nr.		Stijghoogten (m TAW)			
		18/7/86	25/7/86	12/8/86	29/9/86
B 21	F 2	4,354	4,311	4,519	4,357
	F 1	4,318	4,278	4,468	4,310
H 21	F 2	4,344	4,314	4,328	4,264
	F 1	4,397	4,352	4,419	4,273
E15-16	F 2	4,176	4,133	4,338	-
	F 1	4,177	4,135	4,351	4,176
D 13	F 2	4,657	4,665	4,663	4,616
E 13	F 2	4,268	4,045	4,375	4,106
	F 1	4,109	4,051	4,293	4,100
F 13	F 2	4,134	4,030	4,307	4,092
	F 1	4,080	4,044	4,269	4,084
H 13	F 2	3,950**	-	-	-
H 11	F 2	4,077	4,059	4,140	4,053
	F 1	3,969	3,969	4,100	3,981
H-I 6	F 2	3,613	3,554	3,888	3,720
	F 1	3,633	3,595	3,918	3,715
L 4	F 2	3,482*	3,438*	3,432*	3,345*
	F 1	3,356*	3,567*	3,620	3,404*
PP 1		3,977**	-	-	-
PP 2		3,940**	-	-	-
PB 1		3,876**	-	-	-
PB 2		3,946**	4,010	4,208	4,030
PB 3		3,945**	-	-	-
PB 4		3,987**	4,015	4,196	4,031
PB 5		3,996**	-	-	-

\* Onderhevig aan getijdeschommelingen

\*\* Opgemeten ca. 4 h na einde pompproef

De twee limnigrafen (op peilbuizen L4 F2 en L4 F1) werden verwijderd na de twee eerste peilmetingen. Beide peilbuizen werden afgewerkt boven het maaiveld. Ze zijn beschermd door middel van een omsluitende stalen buis die één meter in de grond steekt en bovenaan voorzien is van een afgesloten dek-  
sel. De tophoogte van de peilbuizen is thans :

- L4 F2 : + 6,477 m TAW
- L4 F1 : + 6,544 m TAW

#### 1.2.2. Pompproeven - Interpretatie met een mathematisch model

-----

##### 1.2.2.1. Algemeen

In het studiegebied werden in juli 1986 twee pompproeven uitgevoerd : één in de laag Pld (pompproef 1), één in de laag KZ (pompproef 2).

In het rapport "Karakterisatie" werden de voorbereiding, de uitvoering en de voorlopige resultaten van deze pompproeven uitvoerig beschreven.

In onderhavig hoofdstuk worden de pompproefresultaten, bekomen met behulp van het mathematisch model, gegeven.

##### 1.2.2.2. Waarom pompproeven interpreteren met een mathematisch model ?

Inherent aan de grafische interpretatiemethoden van pompproeven zijn er een aantal fouten die voortspruiten uit de vereenvoudigingen die worden aangenomen. Daarenboven kan men bij pompproeven in veellagige grondwaterreservoirs slechts een gedeelte van de hydraulische parameters bepalen, met name deze van de aangepompte laag. Sommige interpretatiemethoden leveren bovendien meerdere waarden op voor het doorlaatvermogen, de hydraulische weerstand en de bergingscoëfficiënt al naargelang de afstand tussen de pompput en de betrokken peilbuis.



Onnauwkeurigheden, te wijten aan deze tekortkomingen, worden sterk beperkt wanneer men het volledig reservoir nabij de pompput en de grondwaterstromingen die erin heersen, nabootst met een mathematisch model. Het door Dr. L. LEBBE van het Laboratorium voor Toegepaste Geologie en Hydrogeologie opgestelde model "SIMPUM" is tweedimensionaal en axiaal-symmetrisch. Vertikaal wordt het grondwaterreservoir ingedeeld in een aantal lagen, die worden gekozen naargelang zijn hydrogeologische bouw. Verder wordt het reservoir verdeeld in een reeks kringen, concentrisch omheen de pompput aangebracht. De stralen van deze ringen laat men logaritmisch toenemen. Zo bekomt men een schikking van elementaire cellen waarvan de positie kan worden weergegeven door middel van de ring en de laag waartoe de cel behoort. De verste ring wordt op een zodanig grote afstand van de pompput gebracht, dat er zeker geen verlaging meer zal optreden en de stijghoogte dus vast kan worden gehouden in de tijd.

Aan iedere laag wordt een waarde voor de dikte ( $D$ ), de horizontale doorlatendheid ( $k$ ) en de specifieke elastische bergingscoëfficiënt ( $S'_A$ ) toegekend. Tussen iedere laag in dient een waarde voor de hydraulische weerstand ( $c$ ) te worden ingevoerd. Voor iedere ring (d.w.z. op logaritmisch toenemende afstanden tot de pompput) berekent het model de evolutie van de verlagingen in de tijd. De berekeningen gebeuren door de eindig-verschilmethode toe te passen op de wet van DARCY en de continuïteitswet. Het bekomen stelsel van differentiaalvergelijkingen wordt opgelost met een iteratief proces.

De berekende en de waargenomen tijd-verlagingscurven en afstand-verlagingscurven worden vergeleken. De ingevoerde hydraulische parameters worden aangepast tot een voldoende overeenkomst is bereikt tussen de berekende en de waargenomen waarden. Een belangrijke hulp hierbij is het rekenprogramma SENPUM, dat toelaat de berekende verlagingen te onderwerpen aan een

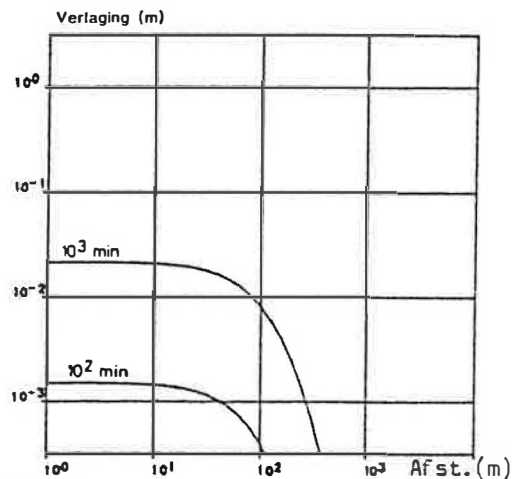
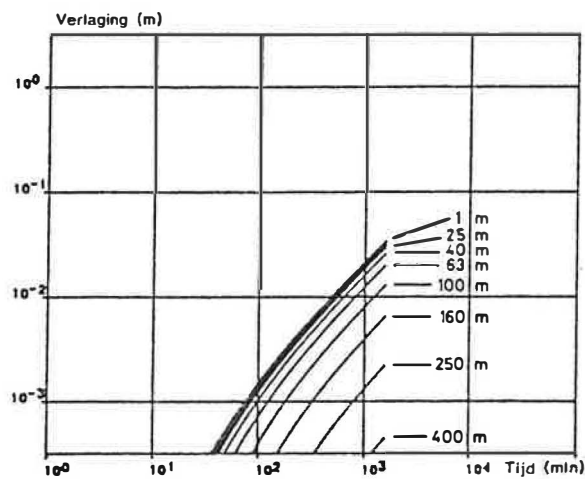
gevoeligheidsanalyse. Aldus wordt aangegeven hoe de verlagingen zullen antwoorden op de aanpassing van een bepaalde parameter met een zekere faktor. Het spreekt vanzelf dat de verlaging, gemeten op een bepaalde plaats en een bepaald tijdstip, niet even gevoelig is voor elke ingevoerde parameter en omgekeerd.

#### 1.2.2.3. De pompproef-simulaties

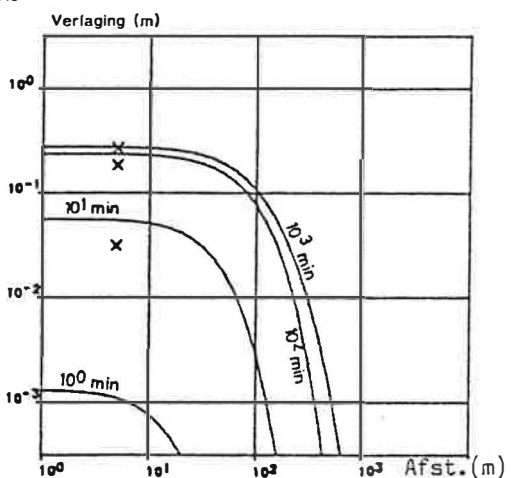
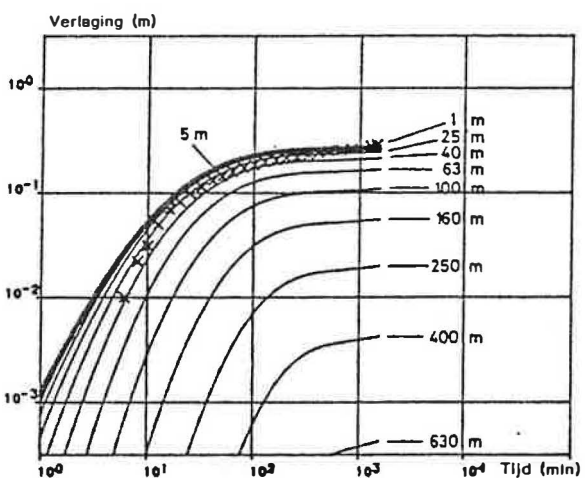
Bij de simulaties van de twee pompproeven te Gentbrugge werden tussen de als ondoorlatend beschouwde top van de laag Plc enerzijds en de grondwatertafel anderzijds vier lagen onderscheiden :

- Laag 1 (L1) onderaan, is de doorlatende laag Pld bestaande uit glaukoniethoudend fijn zand met weinig schelpen ;
- Laag 2 (L2) is eveneens een doorlatende laag (KZ) opgebouwd uit fijn zand met plaatselijk schelpen en veenniveaus. Laag 2 is gescheiden van laag 1 door een slecht doorlatende laag KL vermoedelijk bestaande uit halfstijve tot stijve klei, waarvan de dikte 0,5 tot 1,5 m bedraagt. Deze laag is in het mathematisch model ingebouwd als een horizont, met bepaalde hydraulische weerstand, tussen L1 en L2 ;
- Laag 3 (L3) vertegenwoordigt de onderste 2,5 m van de slecht doorlatende laag KDL die samengesteld is uit heterogene alluviale afzettingen van klei, klei met zandlaagjes, klei-houdend zand en zand ;
- Laag 4 (L4), bovenaan gelegen, omvat de bovenste 0,5 m van de slecht doorlatende laag KDL onder de grondwatertafel.

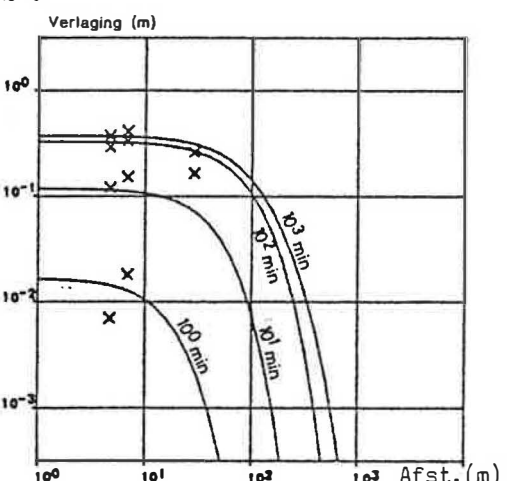
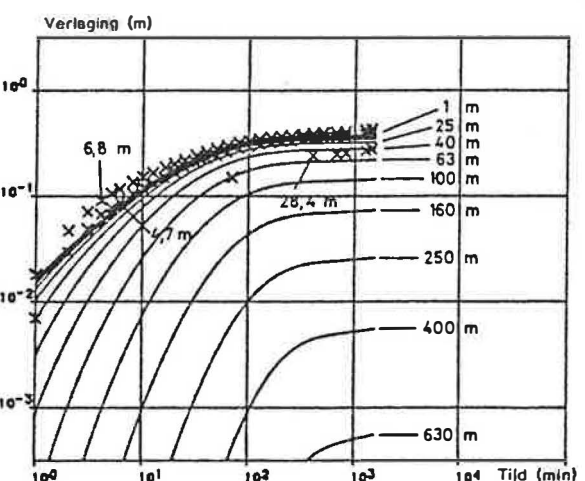
De hydraulische parameters ingevoerd voor de eerste simulatie zijn gesteund op deze afgeleid met behulp van de klassieke grafische interpretatiemethoden (zie rapport "Karakterisatie") evenals op gegevens uit de literatuur.



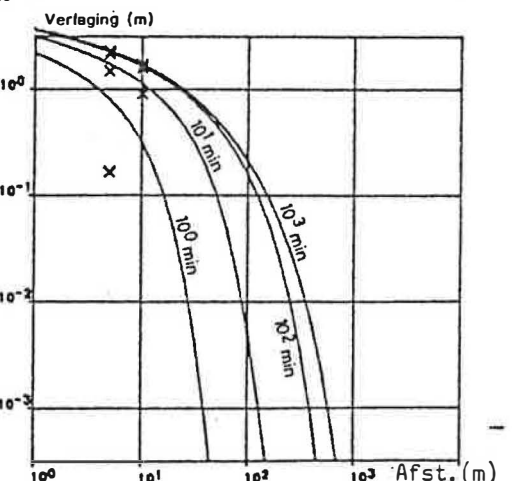
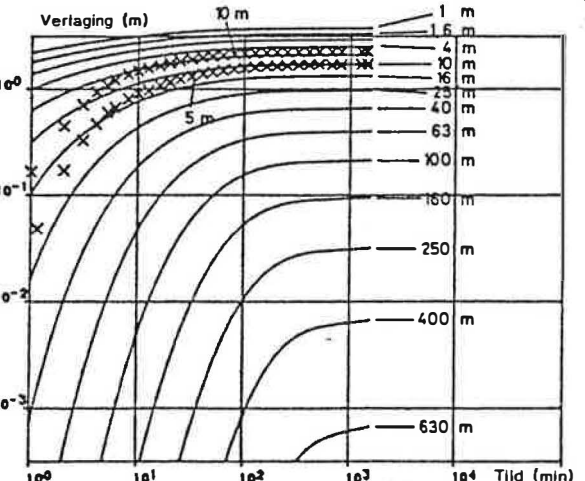
LAAG 4



LAAG 3



LAAG 2



LAAG 1

Fig. 20 - De waargenomen (kruisjes) en berekende (curven) verlagingen bij de pompproef 1.

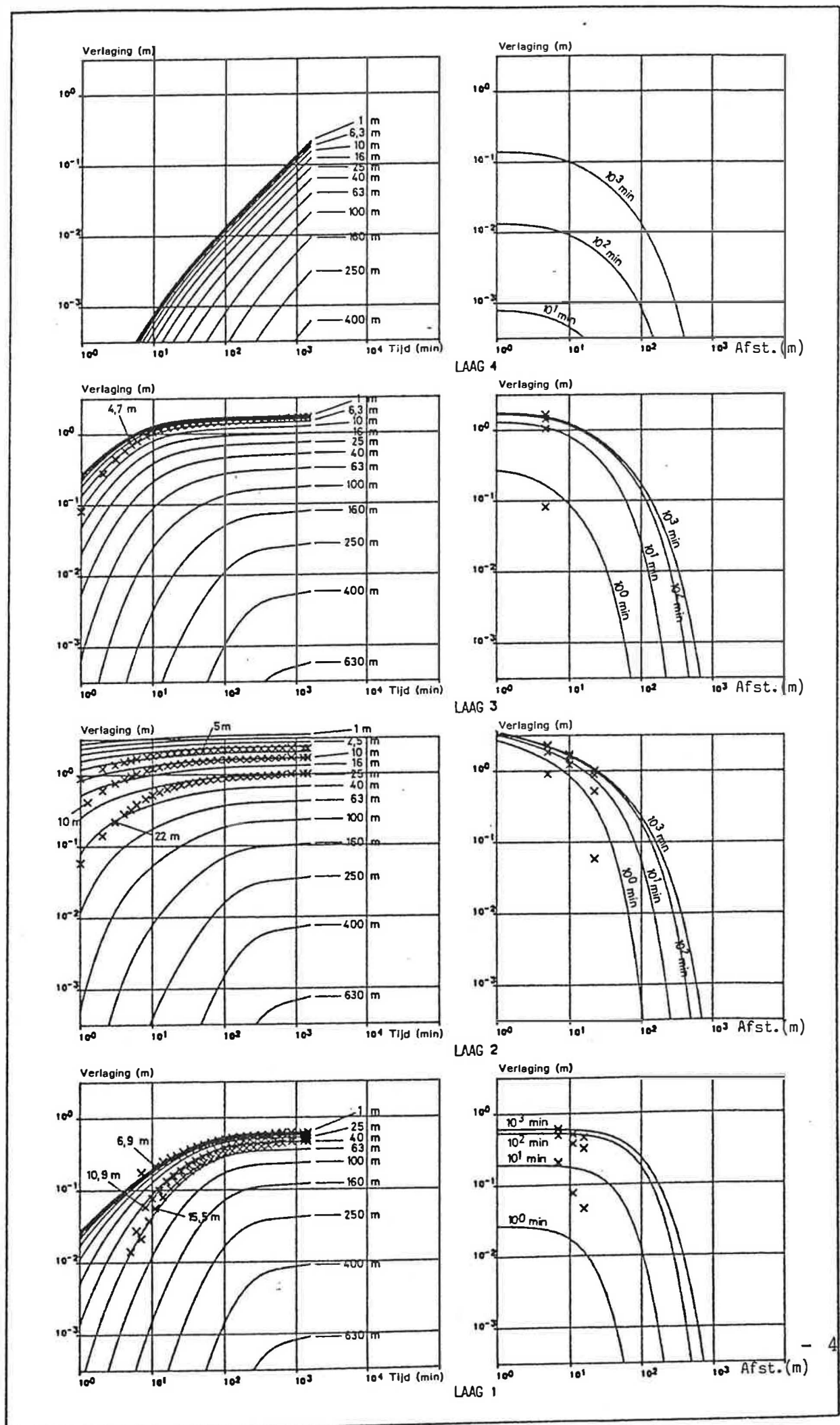


Fig. 21 - De waargenomen (kruisjes) en berekende (curven) verlagingen bij de pompproef 2.

De curven zijn weergegeven in de Figuren 20 en 21.

Bij het vergelijken van berekende en waargenomen verlagingen dient men rekening te houden met een zeker traagheidseffekt. De drukverandering manifesteert zich immers sneller in de laag dan in de peilbuis.

De grootste verschillen tussen veranderingen waargenomen in peilbuizen en de drukveranderingen in het grondwater doen zich voor als :

- de berging in de peilbuis groot is (bv. grote diameter) ;
- de drukverandering snel gebeurt ;
- de hydraulische doorlatendheid van de grond klein is ;
- de filterweerstand groot is.

Na herhaalde simulaties, steeds met aangepaste (verbeterde) hydraulische parameters en na meerdere gevoeligheidsanalyses werd door het invoeren van de waarden die opgenomen zijn in Tabel 4 de optimale overeenkomst bekomen tussen de in het veld waargenomen en de berekende verlagingen.

Tabel 4    Hydraulische parameters van de onderscheiden lagen in het mathematisch model "SIMPUM".

Laag	dikte (m)	k (m/d)	$S'_A (\times 10^{-5} m^{-1})$	$S_O (-)$	c(d)
L4 (KDL)	0,5	0,1	2,0	0,05	
— (KDL) —					160
L3 (KDL)	3,5	0,1	2,0		
— (KDL) —					56
L2 (KZ)	5,5	5,6	0,8		
— (KL) —					120
L1 (Pld)	6,5	2,7	2,5		

De omliggende parameters in Tabel 4 zijn met een voldoende nauwkeurigheid bepaald : de procentuele fouten bedragen voor de :

- doorlatendheid (k) van L1 en L2 : < 5 %
- specifieke elastische berging ( $S'_A$ ) van L1 en L2 : 5 - 10 %
- hydraulische weerstanden (c) : 10 - 20 %

De overige parameters werden zo goed mogelijk benaderd ; ze kunnen echter enkel als richtinggevend worden beschouwd.

#### 1.2.2.4. Besluit

De hydraulische doorlatendheid en de specifieke elastische bergingscoëfficiënt van de 6,5 m dikke Pld-laag bedragen respectievelijk 2,7 m/d en  $2,5 \cdot 10^{-5} \text{m}^{-1}$ . De hydraulische weerstand tussen de Pld- en de KZ-laag is 120 d. Deze weerstand is vooral toe te schrijven aan de slecht doorlatende kleilaag KL waarvan de dikte ca. 1 m is. De verticale doorlatendheid van deze slecht doorlatende laag KL is dan ca. 0,008 m/d (1 m/120 d). Het pakket KZ dat 5,5 m dik is heeft een horizontale doorlatendheid van 5,6 m/d en een specifieke elastische bergingscoëfficiënt gelijk aan  $0,8 \cdot 10^{-5} \text{m}^{-1}$ . De totale hydraulische weerstand van het gedeelte van de KDL-laag gelegen tussen de top van KZ en de grondwatertafel is 216 d (56 d + 160 d). De hier beschouwde dikte van deze slecht doorlatende laag is 4 m waardoor de verticale hydraulische doorlatendheid gelijk is aan ca. 0,019 m/d (4 m/216 d).

### 1.2.3. Simulatie van de evolutie van de grondwaterstroming en -kwaliteit met behulp van een mathematisch model

#### 1.2.3.1. Algemeen

Om een beter inzicht te verkrijgen in de evolutie en de ruimtelijke verspreiding van de grondwaterkwaliteit werd een mathematisch model aangewend. Het mathematisch model berekent, uitgaande van hydraulische parameters en randvoorwaarden, de stijghoogtekonfiguratie, het stromingspatroon en de grondwaterkwaliteitsverdeling in het studiegebied.

Een dergelijk model houdt in dat een reeks differentiaalvergelijkingen worden opgelost. Door gebruik te maken van een computer is het mogelijk numerieke oplossingstechnieken toe te passen. Dergelijke berekeningen zijn tijdrovend en stellen strenge eisen betreffende rekensnelheid en beschikbare geheugenruimte van het aangewende systeem.

Het opstellen van een mathematisch model heeft tot doel zo getrouw mogelijk de werkelijke hydrogeologische toestand weer te geven. Het studiegebied wordt hiervoor ingedeeld in een netwerk van cellen. Voor elke cel worden hydraulische parameters ingevoerd. In de cellen samenvallend met de begrenzing van het gebied worden randvoorwaarden opgegeven. De gekozen afmetingen van de cellen zijn mede bepalend voor de nauwkeurigheid van de berekende resultaten.

In deze studie werd de voorkeur gegeven aan een twee-dimensionaal kwaliteitsmodel. De simulaties gebeuren in een vertikaal vlak zodat ook de verticale variaties in het grondwaterreservoir berekend worden. Er werd gebruikt gemaakt van het model van L.F. KONIKOW & J.D. BREDEHOEFT (1978), dat aan het Laboratorium voor Toegepaste Geologie en Hydrogeologie door Dr. L. LEBBE werd aangepast om ook densiteitsstromingen in rekening te brengen. Het simulatieprogramma werd gekoppeld aan een grafisch outputprogramma dat toelaat berekende waterstijghoogten, snelheden en concentraties voor te stellen. De bere-

keningen zijn uitgevoerd op het SIEMENS 7570-c bedrijfssysteem van het Centraal Digitaal Rekencentrum van de Rijksuniversiteit Gent.

- In een eerste fase dient het model geijkt te worden. De berekende stijghoogten worden vergeleken met de veldwaarnemingen. De ingevoerde gegevens worden aangepast tot een voldoende overeenstemming is bereikt.
- In een tweede fase wordt dan de evolutie van de grondwaterkwaliteit in de ruimte en tijd berekend.

#### 1.2.3.2. Aangewend mathematisch model

Het numeriek model simuleert het transport van opgeloste stoffen in een grondwaterreservoir. Het berekent de opeenvolgende concentratieveranderingen van een chemisch inerte opgeloste stof. Het programma lost gelijktijdig twee partiële differentiaalvergelijkingen op. Het zijn de grondwaterstromingsvergelijking, waarbij rekening wordt gehouden met de dichtheidsverdeling en de vergelijking die het transport van opgeloste stoffen weergeeft.

De grondwaterstromingsvergelijking wordt afgeleid van de uitgebreide wet van DARCY, waarin de dichtheidsverschillen werkt zijn, en van de continuïteitswet. De opgeloste-stoffen-transportvergelijking wordt opgelost met de methode van de karakteristieken.

Het mathematisch model combineert beide vergelijkingen ; het houdt hierbij rekening met :

- dichtheidsveranderingen ;
- konvektief transport ;
- hydrodynamische dispersie.

De berekeningen geschieden volgens de techniek gekend als "particle tracking". Hierbij volgt men de beweging van een groot aantal waterdeeltjes doorheen het netwerk.



### 1.2.3.3. Toepassing op het stort te Gentbrugge

#### 1.2.3.3.1. Bijzonderheden

oooooooooooo

De simulatie van de grondwaterstroming en de evolutie van de grondwaterkwaliteit gebeurden in twee verticale doorsneden door het stortgebied (Figuur 22).

Elke simulatie werd in verschillende tijdsperioden opgesplitst teneinde een zo precies mogelijke rekonstruktie van de werkelijke evolutie van de stortplaats te bekomen.

Bij de berekeningen wordt de aanwezigheid van twee primaire waters verondersteld. Het eerste primaire water is het regenwater dat buiten de stortzones door de onverzadigde zone percoleert (dit is normaal infiltratiewater). Het tweede primaire water is 100 % stortporiënwater. Bij de aanvang wordt iedere stortplaats verondersteld gevuld te zijn met 100 % stortporiënwater.

Het grondwaterreservoir daarentegen is aanvankelijk volledig gevuld met normaal infiltratiewater.

De berekende grondwaterstromingen resulteren dan uit de gegeven grensvoorwaarden, de hydraulische parameters en de opgegeven dichtheidsverdeling bij aanvang. De dichtheid van 100 % stortporiënwater werd gelijkgesteld aan 1,0018, de dichtheid van normaal infiltratiewater aan 1,0000. Teneinde de beweging van de deeltjes in het model te kunnen nagaan dient de werkelijke doorsijpelingssnelheid gekend te zijn. Hierbij wordt een waterdoorlatende porositeit van 30 % aangenomen. De menging van de twee primaire waters bij stroming door de ondergrond is afhankelijk van de longitudinale ( $d_L$ ) en de transversale dispersiviteit ( $d_T$ ). De verhouding  $d_L/d_T$  wordt konstant op 0,3 gehouden. De waarde van de longitudinale dispersiviteit bedraagt 0,30 m.

Het model berekent om de 1,25 jaar de grondwaterstroming rekening houdend met de nieuwe dichtheidsverdeling die een gevolg is van de nieuwe kwaliteitsverdeling van de verschillende waters. Hierbij wordt aangenomen dat de dichtheid lineair verandert met het percentage aan stortporiënwater.

Alle resultaten worden voorgesteld in doorsneden waarin de stijghoogten, grondwatersnelheden en de mengingsgraad van de twee primaire waters aangeduid zijn.

De equipotentiaallijnen zijn getekend met een interval van 0,05 m. Ze worden bekomen door een bilineaire interpolatie tussen de stijghoogten in de centra van de cellen.

De grondwatersnelheid wordt weergegeven door een vektor. Deze vektor wordt afgeleid uit de verticale en de horizontale snelheidskomponent. De lengte van deze componenten wordt bepaald door de snelheid te vermenigvuldigen met een tijdsduur, hier gelijkgesteld aan één jaar (365,25 dagen).

De mengingsgraad van de twee primaire waters wordt aangegeven door lijnen van gelijke vermenging, verkregen door bilineaire interpolatie tussen de waarden in de centra van de cellen. De vermenging wordt uitgedrukt in percentage stortporiënwater. De getekende lijnen korresponderen met 99, 95, 84, 50, 16, 5 en 1 %.

#### 1.2.3.3.2. Doorsnede 1 oooooooooooo

##### Inleidende gegevens

De doorsnede 1 heeft een noordnoordoostelijk verloop ; ze begint aan de middenberm van de El7-autoweg (ter hoogte van de parking) en loopt over een afstand van 450 m tot aan de grens tussen de percelen 123 en 110b.

In deze doorsnede werden twee simulaties (1 en 2) uitgevoerd terwijl elke simulatie in drie delen werd opgesplitst. Het eerste gedeelte beslaat de periode 1955 - 1970, dit is de periode tussen het opvullen van de oude Schelde-arm en het aanleggen van de E17-parking. Het tweede gedeelte handelt over de periode na de aanleg van de E17-parking tot 1985 (1970 - 1985). Het derde gedeelte (1985 - 2000) geeft de te verwachten toestand weer.

In simulatie 1 wordt verontreinigd water ingebracht vanuit de opgevlude Schelde-arm, in de simulatie 2 daarentegen is aangenomen dat eveneens vanuit de gracht, die aan de voet van de parking voorkomt, gepollueerd water infiltreert. Uit peilmetingen is immers gebleken dat het waterpeil in deze gracht regelmatig boven het grondwaterpeil staat.

#### Ingebrachte gegevens

De opbouw van het eindig-verschilnetwerk van het model is afgeleid uit de litologische doorsnede E-E' die opgenomen werd in het karakterisatierapport.

De structuur van het netwerk en de ingebracht gegevens kunnen afgeleid worden uit de Figuren 23 en 24.

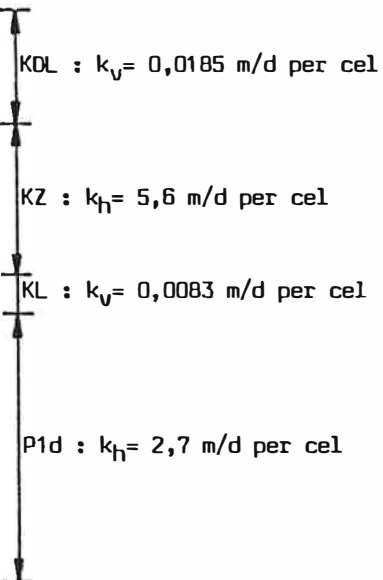
Als anisotropiefaktor tussen de verticale en de horizontale doorlatendheid werd 0,05 ingevoerd.

#### Randvoorwaarden


De basis van het model wordt gevormd door de top van de slecht doorlatende laag Plc. Dit substraat werd als ondoorlatend aanzien.

De zuidgrens van het model komt overeen met een waterscheidingskam en werd dus als ondoorlatende grens beschouwd. Aan de noordkant werd een vaste stijghoogtegrens aangenomen. Als stijghoogte werd + 3,91 ingevoerd, afgeleid uit de veldwaarnemingen.

$k_h$  = horizontale doorlatendheidscoëfficiënt



- 49 -

-  ondoorlatende grens

- Aanvangskoncentratie stortporiënwater

-  100 %

- 0 2

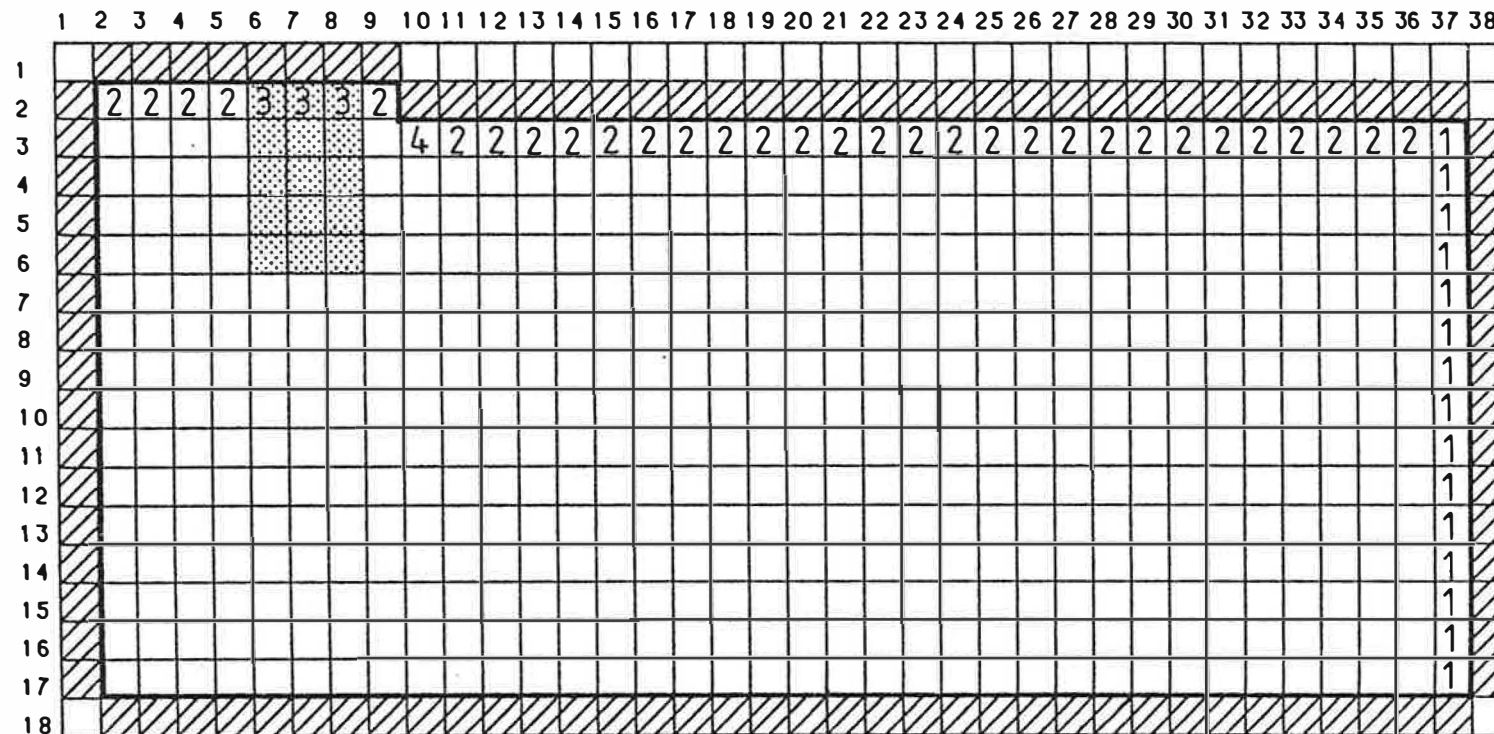


Fig.24 - Doorsnede 1 : Randvoorwaarden.

De bovengrens bevat cellen met een konstante infiltratiesnelheid. Deze werd op 300 mm per jaar genomen, dit is de jaarlijkse nuttige neerslag.

In het tweede gedeelte van de simulaties (dit is vanaf ca. 1970) vertegenwoordigt de cel gelegen in de tiende kolom, derde laag, het grachtje aan de voet van de E17-parking. Daar zich in dit grachtje neerslagwater van de parking verzamelt, dat bovendien moeilijk kan wegstromen, fungeert dit grachtje als klein infiltratiegebied. De infiltratie werd op vier maal de normale nuttige neerslag geschat ( $4 \times 300$  mm per jaar = 1.200 mm per jaar).

In de simulatie 1 werd verondersteld dat het infiltrerend grachtwater zuiver is (normaal infiltratiewater) ; in de simulatie 2 daarentegen werd het grachtwater als verontreinigd aanzien (50 % stortporiënwater).

#### Resultaten van de simulatie 1

De resultaten zijn weergegeven in Figuur 25. Uit de berekeningen blijkt dat de verontreiniging zich vooral vertikaal onder de opgevulde meander beweegt. Na 15 tot 20 jaar is het Plc-substraat bereikt. Een uitbreiding van de verontreiniging naar het noorden toe doet zich voor vanaf ca. 1975 en dit vooral in de laag Pld. In de simulatie 1 ligt de 5 %-lijn in 1985 op ongeveer 50 m van de opgevulde meander.

Vanaf 1985 grijpt eveneens hoofdzakelijk in de Pld-laag een snellere uitbreiding van de verontreiniging in noordelijke richting plaats. In 2000 ligt de 5 %-lijn reeds op ongeveer 200 m van de opgevulde meander.

#### Resultaten van de simulatie 2

De resultaten zijn opgenomen in Figuur 26. Pas vanaf 1970 verschilt de simulatie 2 van de voorgaande. Door te veronderstellen dat het water in de gracht aan de voet van de E17-parking verontreinigd is (50 % stortporiënwater) worden zowel de laag KZ als de laag Pld gepollueerd. De 5 %-lijn is in 1985 dan

ca. 100 m van de gedempte meander verwijderd. In 2000 is de 5 %-lijn ongeveer 200 m van de gedempte meander verwijderd.

### Toetsing

Op de doorsnede 1 liggen de peilbuizen D13 F2, E13 F2 en F1, F13 F2 en F1 en H13 F2 en PP1 (pompput). In het bestek van de karakterisatiestudie werd grondwater uit deze peilbuizen geanalyseerd. In principe is het mogelijk, op voorwaarde dat voldoende gegevens beschikbaar zijn, de berekende mengverhouding te toetsen aan de werkelijkheid.

De concentratie C in een bepaalde cel is gelijk aan :

$$C = a \cdot C_{100} + (1 - a) C_0$$

met

a = mengingsgraad (kan afgelezen worden in de Figuren 25, 26 en 29)

$C_{100}$  = concentratie in stortporiënwater

$C_0$  = concentratie in normaal infiltratiewater

Een strenge toetsing is in de huidige omstandigheden moeilijk omdat :

- $C_0$  en  $C_{100}$  te Gentbrugge niet of nauwelijks gekend zijn ;
- in het geval van de gracht nabij de E17-parking zowel de infiltratiesnelheid als de waterkwaliteit onbekend zijn.

#### 1.2.3.3.3. Doorsnede 2

oooooooooooo

### Inleidende gegevens

Doorsnede 2 loopt van het zuidwesten naar het noordoosten van het studiegebied (Figuur 22). De lengte bedraagt 1064 m. de doorsnede kruist de voormalige Schelde op 4 plaatsen, van west naar oost : sectie 1, sectie 2, sectie 3, sectie 4.

LEGENDE BIJ DE DOORSNEDEN (Figuren 25, 26 en 29)

———— 50 ———— Lijn van gelijke mengingsgraad (in % stortporiënwater)

———— 4.50 Equipotentiaallijn (in m TAW)

————→ Snelheidsvektor (tijdsduurfaktor = 1 jaar)



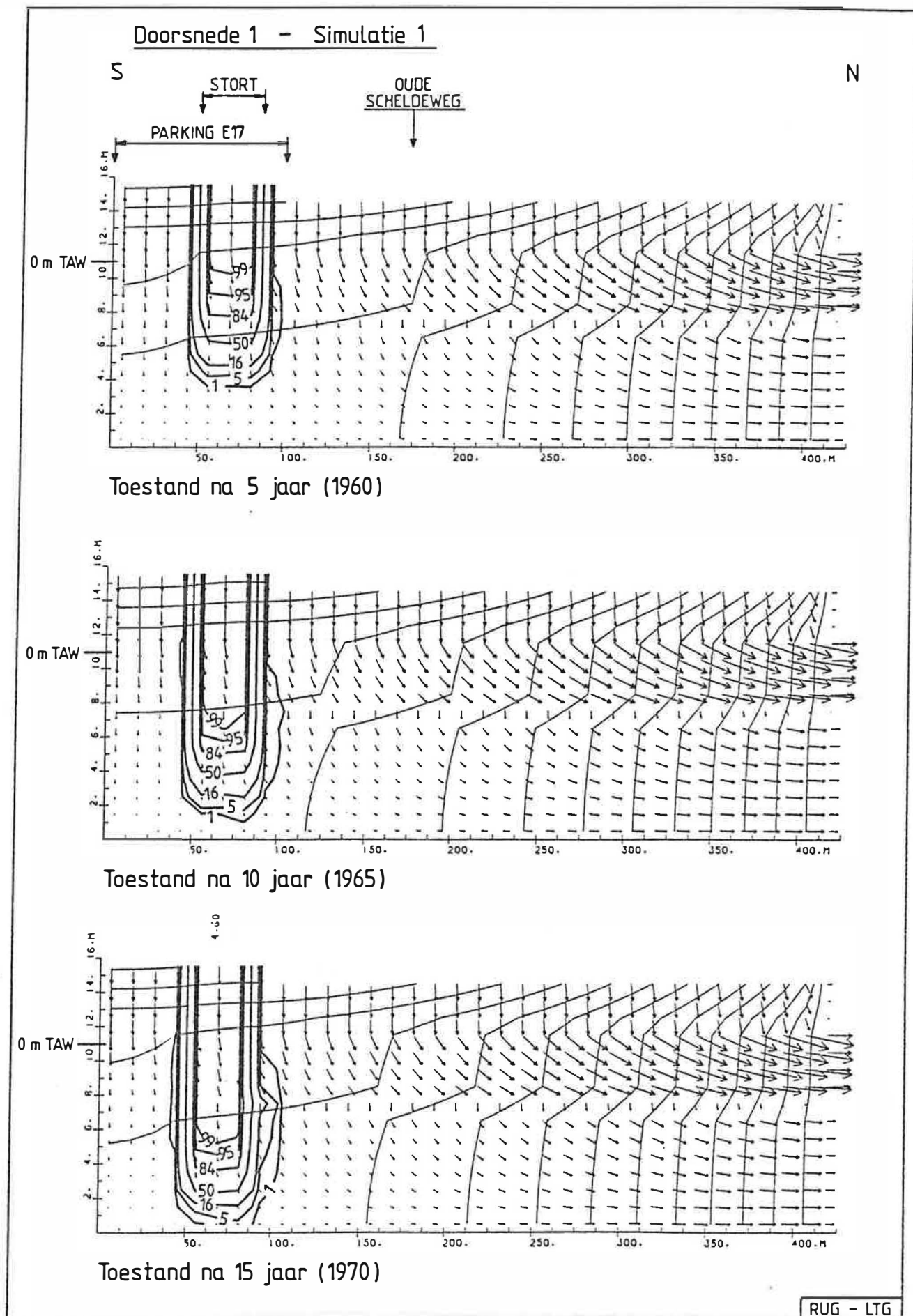
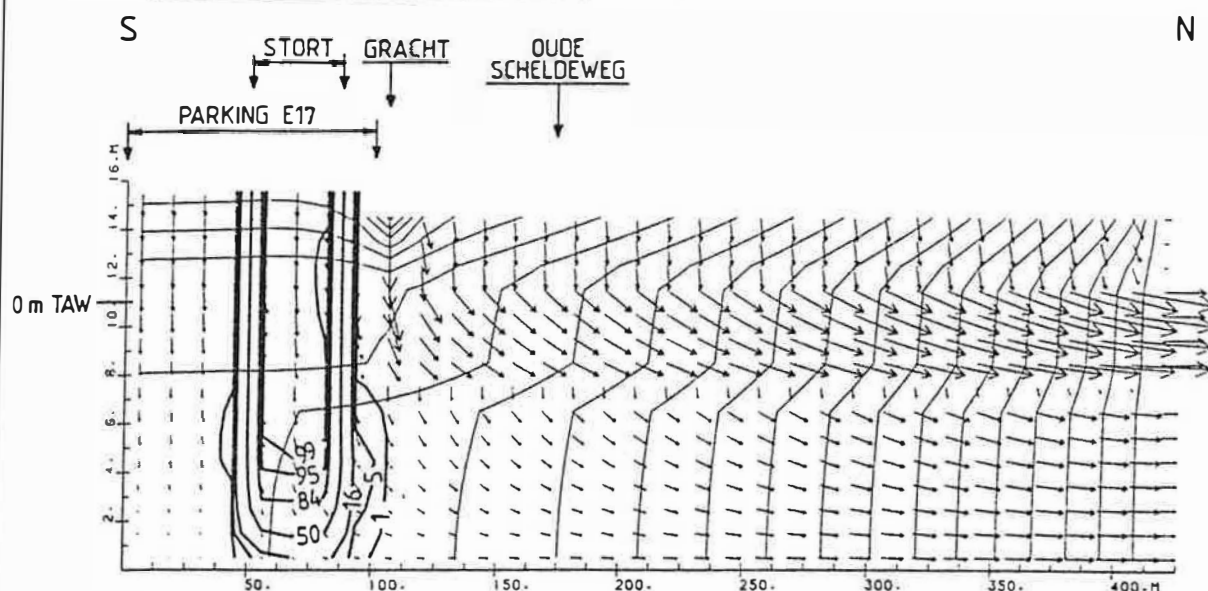
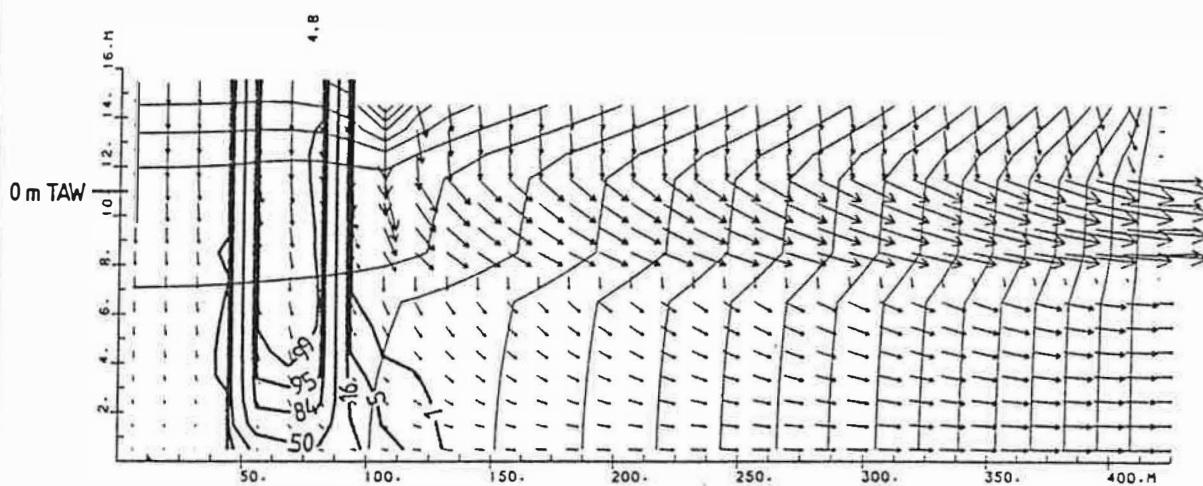


Fig. 25 - Doorsnede 1 - Simulatie 1 .

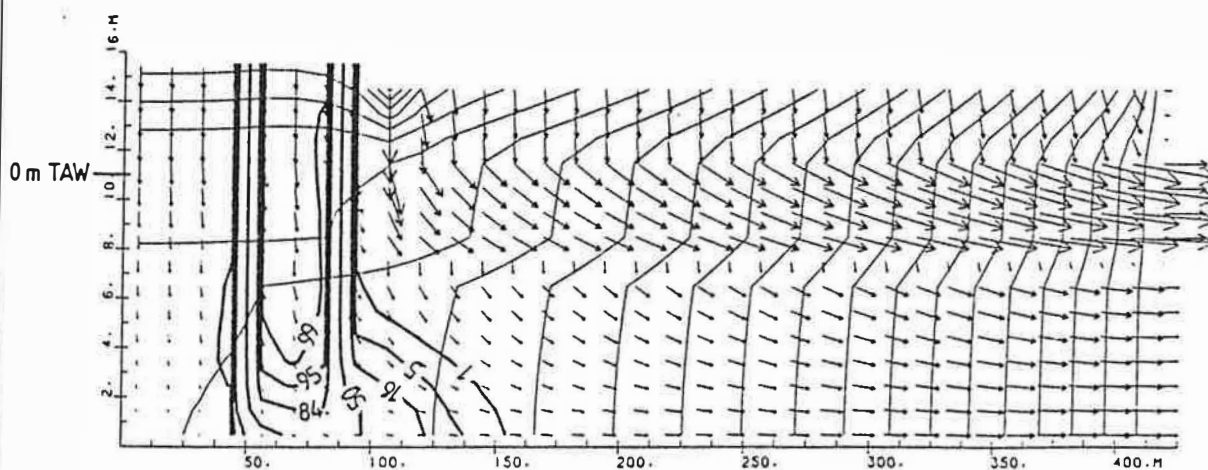
# Doorsnede 1 - Simulatie 1 (vervolg)



Toestand na 20 jaar (1975)



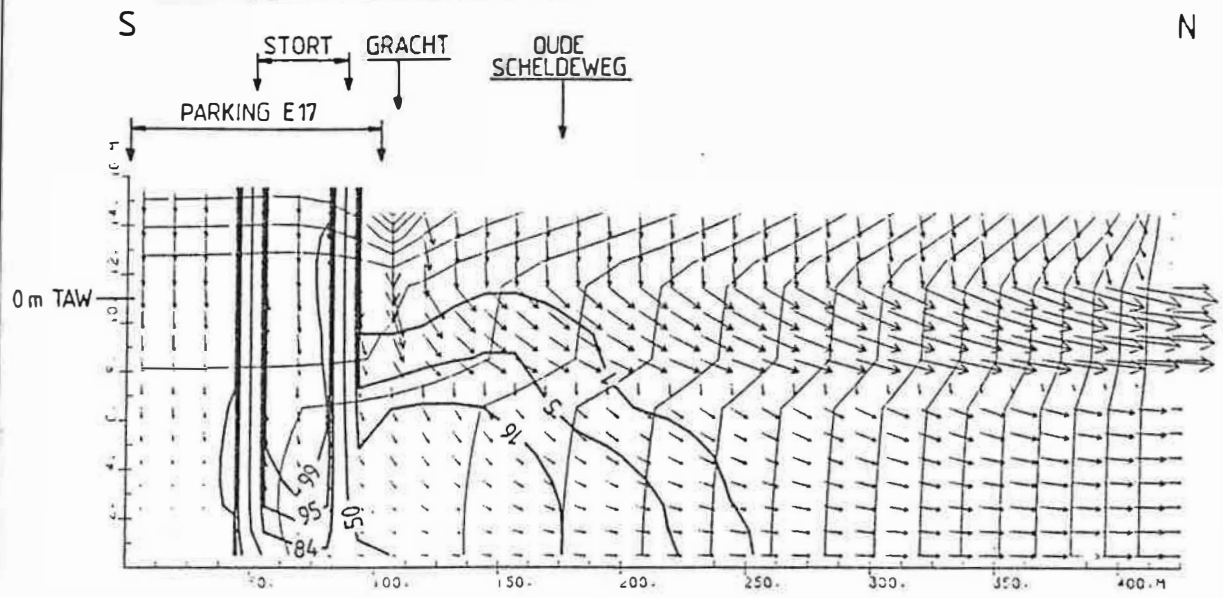
Toestand na 25 jaar (1980)



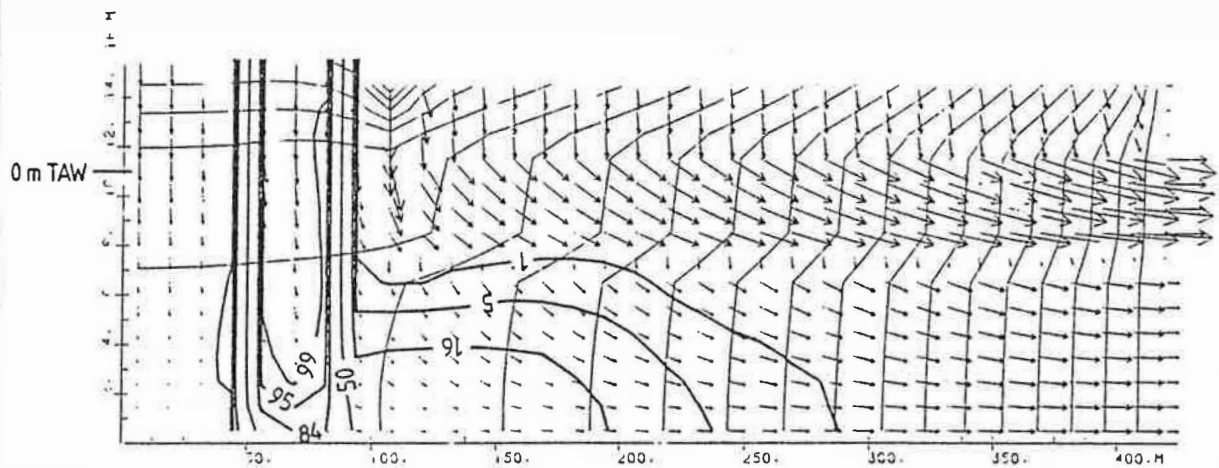
Toestand na 30 jaar (1985)

Fig. 25 - Doorsnede 1 - Simulatie 1 (vervolg).

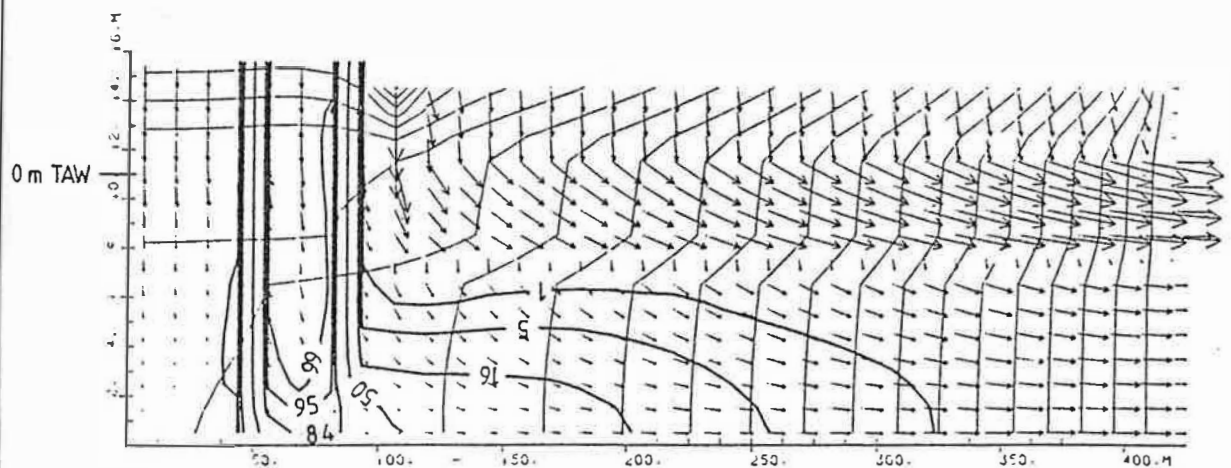
# Doorsnede 1 - Simulatie 1 (vervolg)



Toestand na 35 jaar (1990)

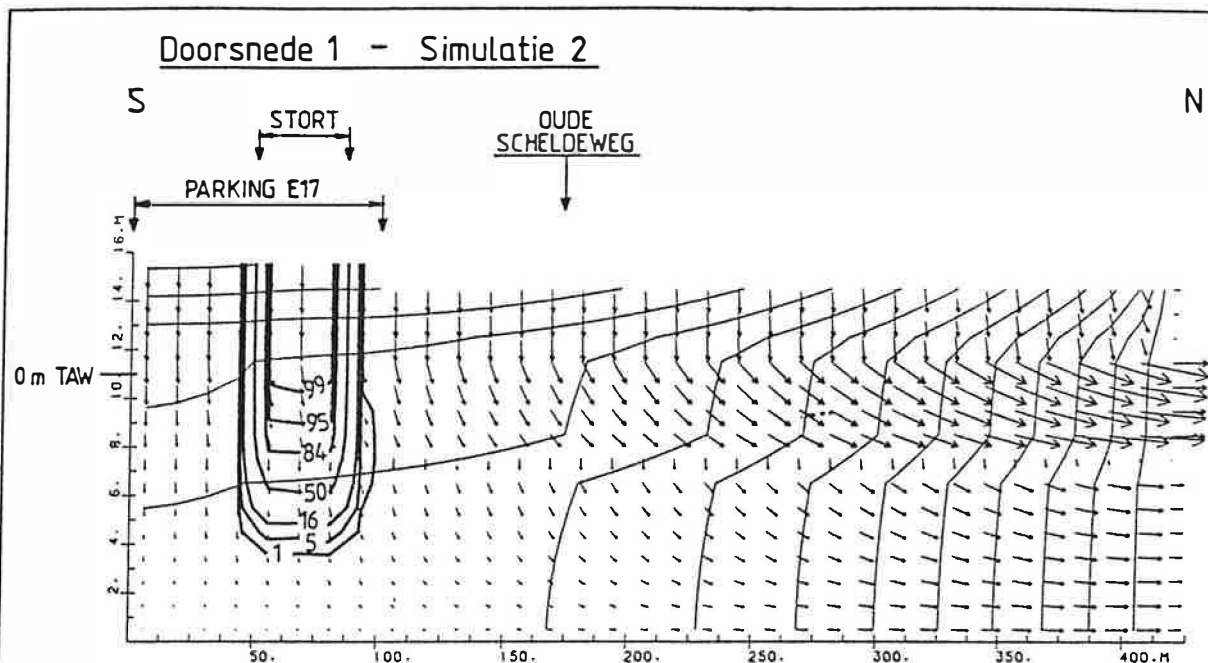


Toestand na 40 jaar (1995)

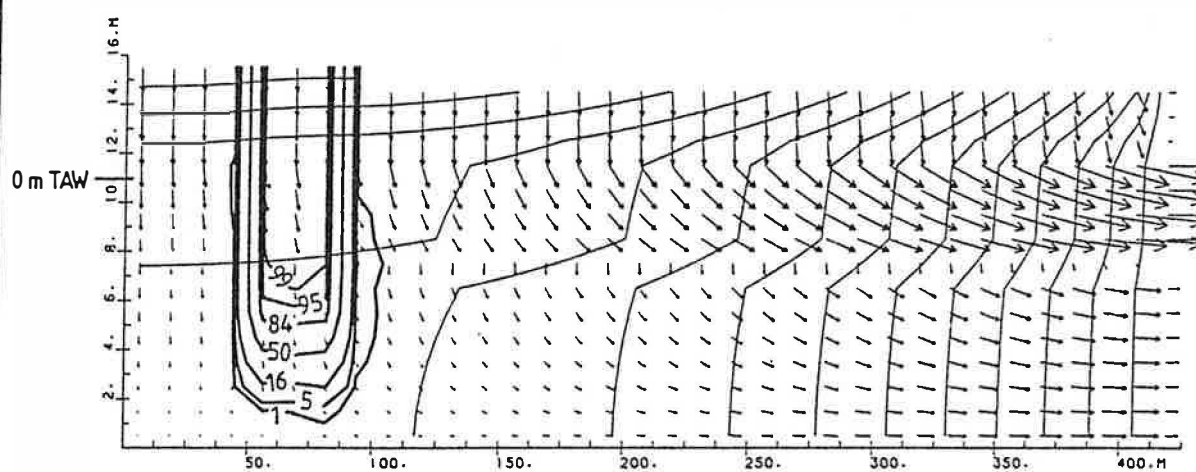


Toestand na 45 jaar (2000)

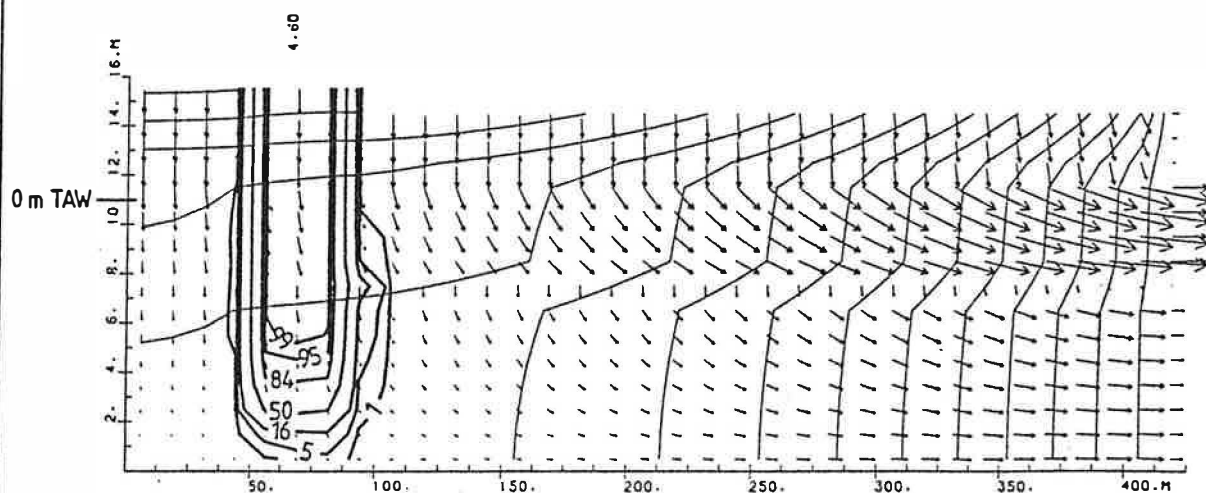
Fig.25 - Doorsnede 1 - Simulatie 1 (1985-2000)



Toestand na 5 jaar (1960)



Toestand na 10 jaar (1965)



Toestand na 15 jaar (1970)

RUG - LTG

Fig. 26 - Doorsnede 1 - Simulatie 2 .

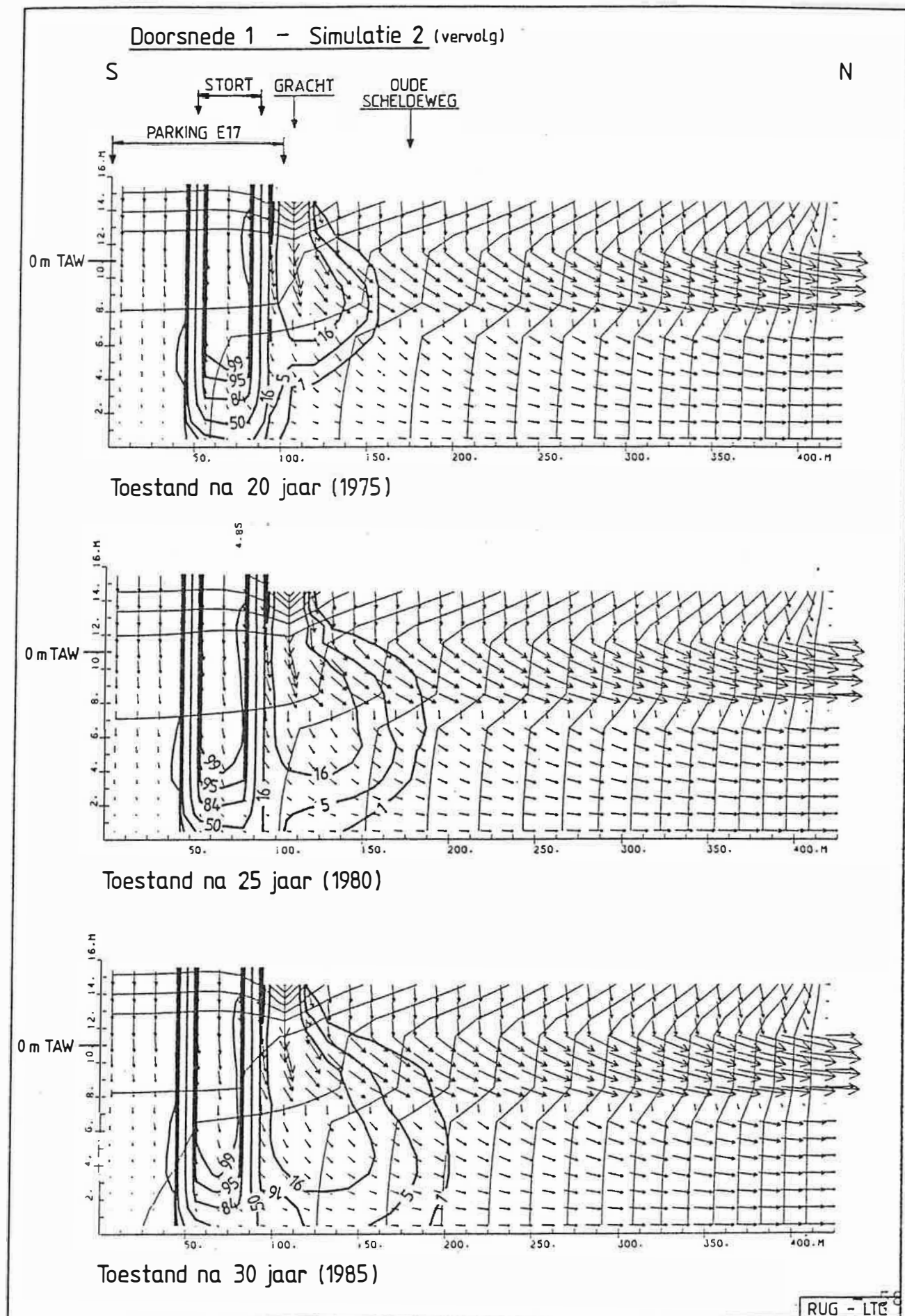
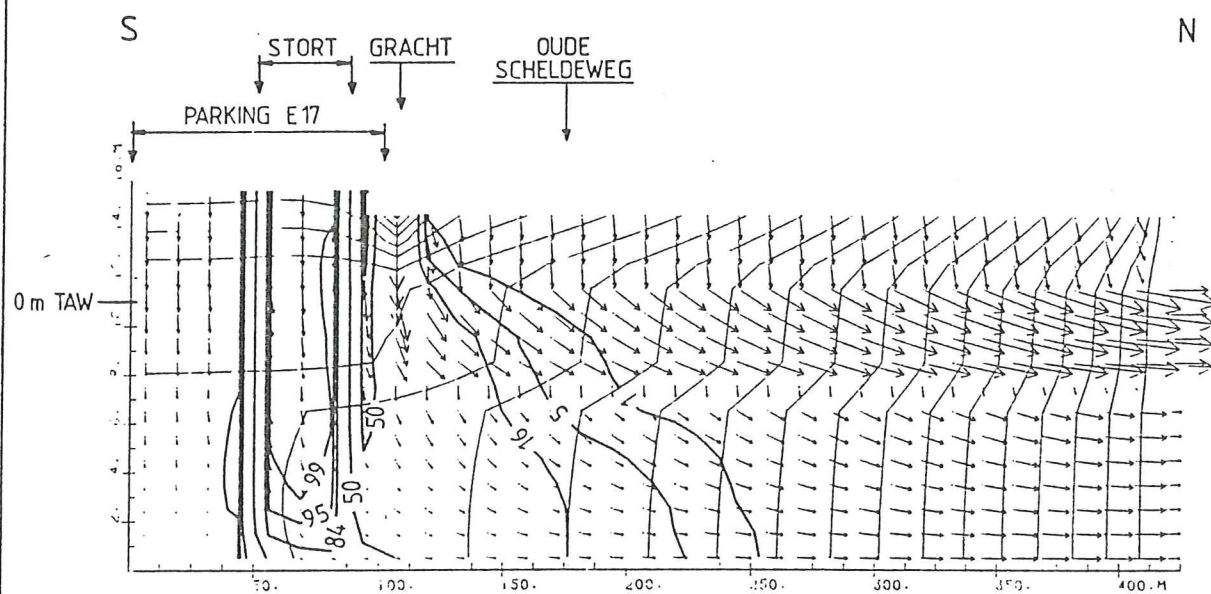


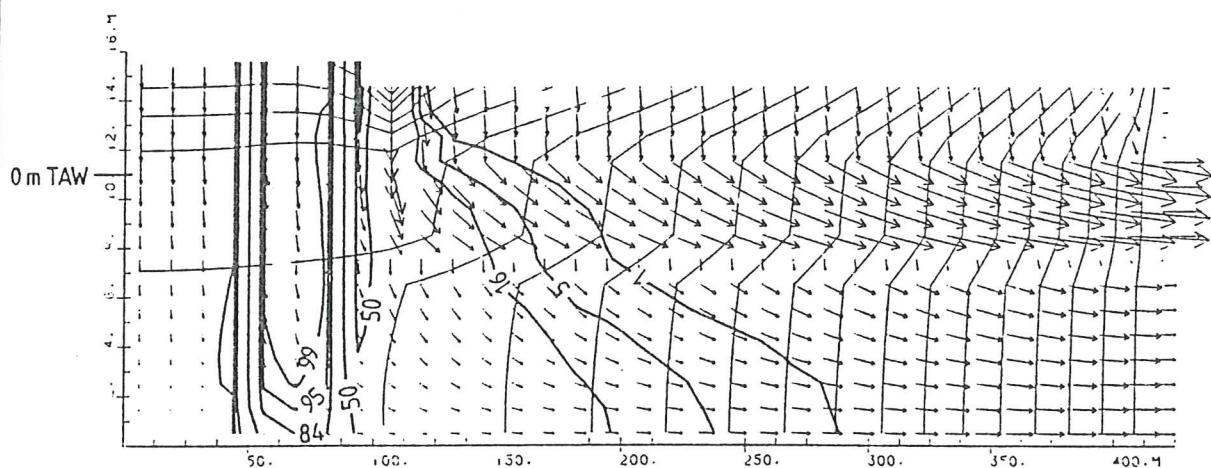
Fig. 26- Doorsnede 1 - Simulatie 2 (vervolg).



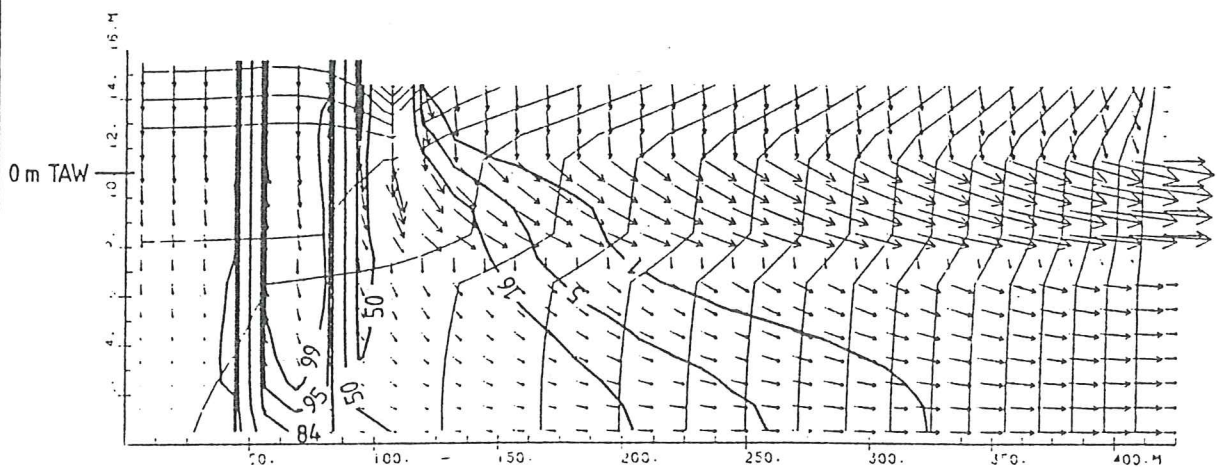
# Doorsnede 1 - Simulatie 2 (vervolg)



Toestand na 35 jaar (1990)



Toestand na 40 jaar (1995)



Toestand na 45 jaar (2000)

Fig. 26- Doorsnede 1 - Simulatie 2 (1985-2000)

Aangezien de Schelde in het betrokken gebied op verschillende tijdstippen werd gedempt (zie inventarisatieverslag) is de simulatie in doorsnede 2 in delen opgesplitst :

- 1940 - 1950 : enkel de sekties 3 en 4 waren toen reeds opgevuld. Daar sekte 4 vermoedelijk enkel met zand is gedempt wordt deze verder niet als stort behandeld ;
- 1950 - 1960 : alle sekties zijn volgestort ;
- 1960 - 1972,5 : naast de sekte 3 zijn de percelen 802 en 803 opgehoogd met stortmateriaal ; 2
- 1972,5 - 1985 : het stortgebied vertoont zijn definitieve (cfr. huidige) uitbreiding.
- 1985 - 2000 : de evolutie van de grondwaterkwaliteit in de nabije toekomst wanneer de huidige toestand bewaard blijft.

#### Ingebrachte gegevens

De opbouw van het eindig-verschilnetwerk is afgeleid uit de litologische doorsnede DD' uit het karakterisatierapport. Het netwerk en de ingebrachte hydraulische parameters zijn af te leiden uit de Figuren 27 en 28.

Ook hier werd tussen de verticale en de horizontale doorlatendheid een anisotropiefaktor van 0,05 aangenomen.

#### Randvoorwaarden

De basis van het model bestaat uit de als ondoorlatend beschouwde laag Plc.

Zowel de west- als de oostgrens van de doorsnede werden als vaste stijghoogtegrenzen ingevoerd :

- in het westen : + 4,31 in KZ  
                  + 4,28 in Pld
- in het oosten : + 3,31 in KZ  
                  + 3,35 in Pl

Van kolom 2 tot 22 werden in de bovenste cellen vaste stijghoogten ingevoerd die werden afgeleid uit de terreinwaarnemingen. Vanaf kolom 23 is een jaarlijkse nuttige neerslag van 270 mm verondersteld.

$k_v$  = vertikale doorlatendheidscoëfficiënt

$k_h$  = horizontale doorlatendheidscoëfficiënt

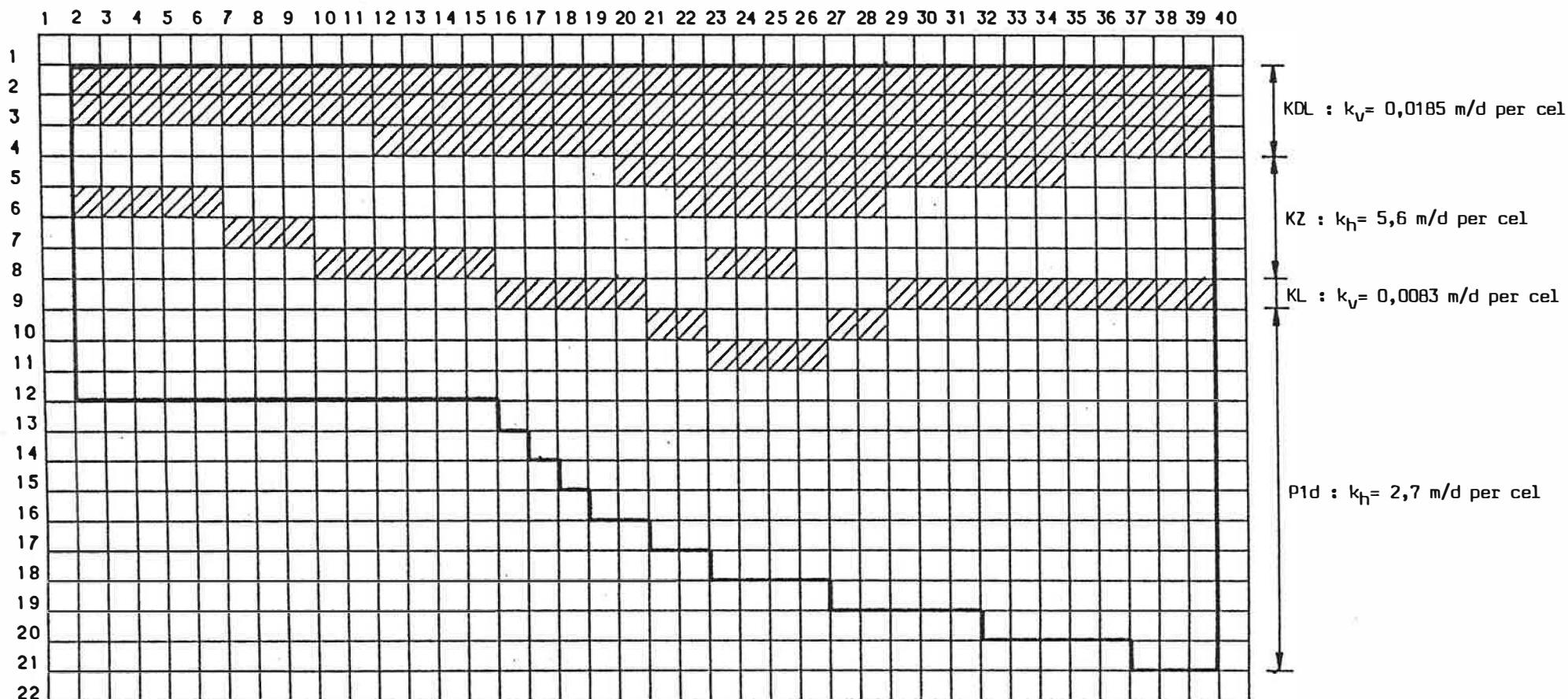



Fig. 27- Doorsnede 2 : Ingebrachte hydraulische parameters.



1 vaste stijghoogtegrens, concentratie stortporiënwater = 0 %

 ondoorlatende grens

2 konstante insijpelingsgrens : 270 mm/jaar,  
concentratie stortporiënwater = 0 %

Aanvangskoncentratie stortporiënwater

 100 %

3 konstante insijpelingsgrens : 270 mm/jaar,  
concentratie stortporiënwater = 100 %

 0 %

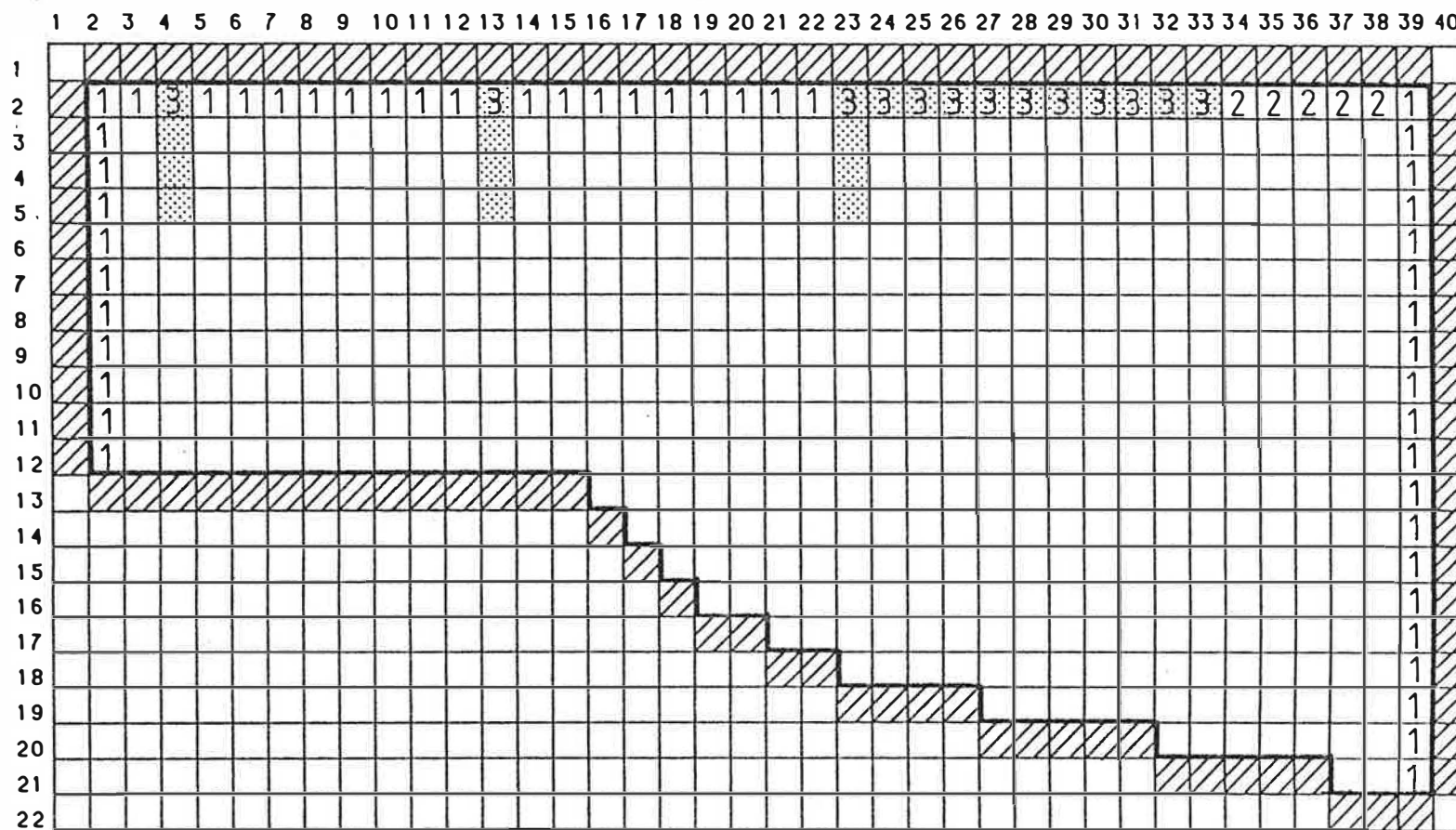


Fig. 28 - Doorsnede 2 : Randvoorwaarden.

## Resultaten

De resultaten zijn weergegeven in Figuur 29.

Opvallend zijn de kleine stroomsnelheden in het zuidwestelijk deel van de doorsnede. De snelheden zijn het grootst in de laag KZ ; ze nemen toe naar de Schelde.

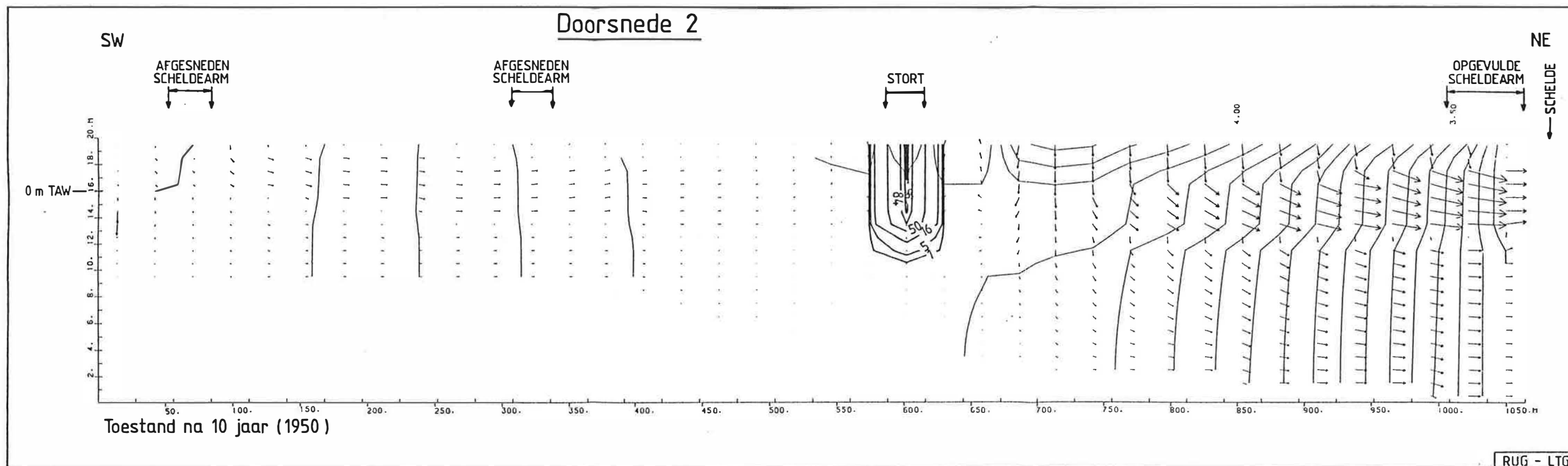
Het eerste deel van de simulatie schetst de toestand in 1950 (na simulatie van 10 jaar). Enkel sectie 3 van de Schelde is opgevuld met afval. Aangezien de stroomsnelheden klein zijn in de buurt van het stort is de verontreiniging in uitbreiding beperkt.

Het tweede deel van de simulatie beslaat de periode 1950 - 1960. De eerste en tweede sectie zijn volgestort. De situaties berekend voor 1955 en 1960 zijn afgebeeld. De verontreinigingsfronten naast de secties 1 en 2 breiden zich uit naar het oosten, vooral in de laag KZ.

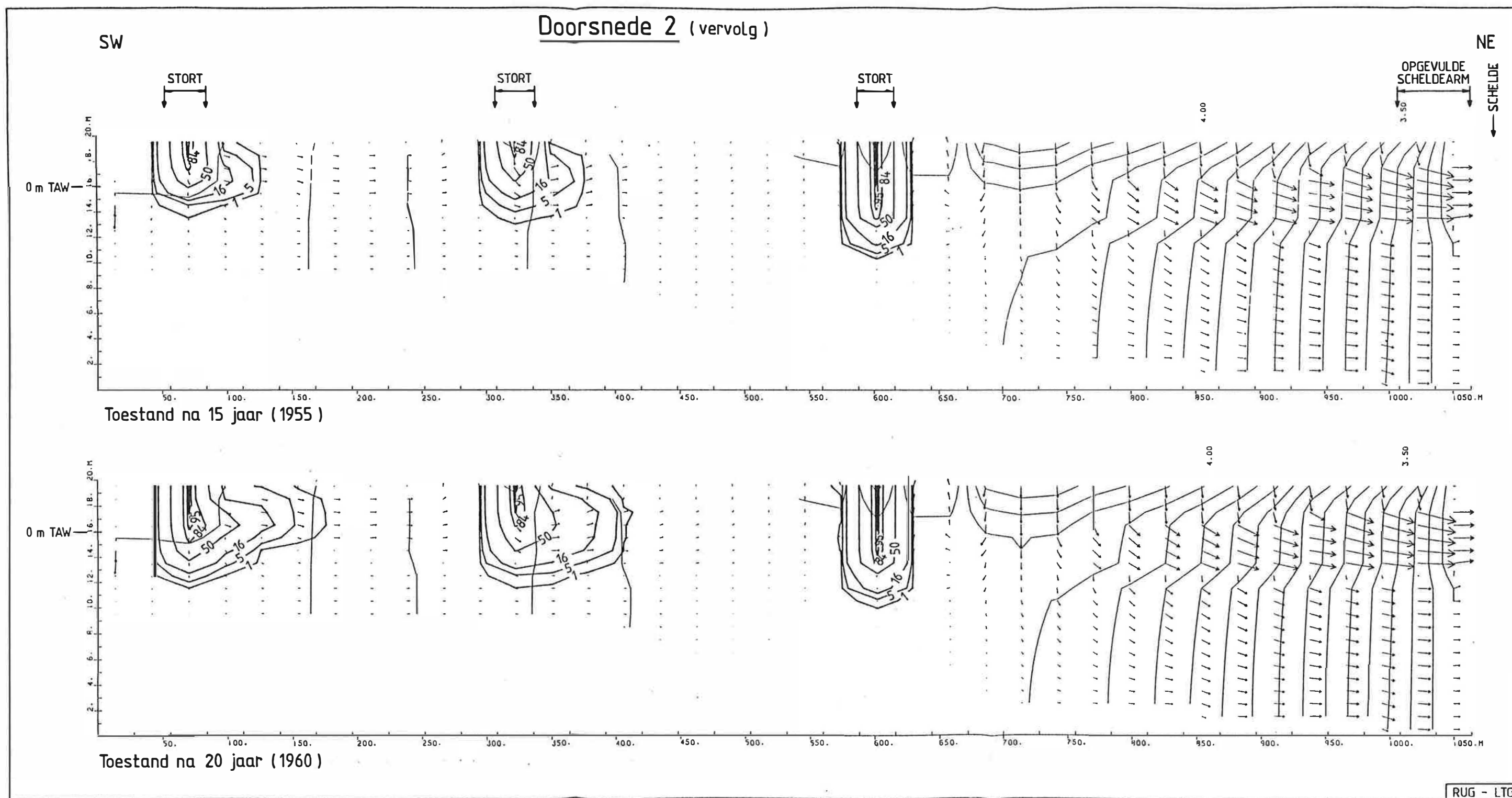
Tussen 1960 en 1972,5 is de stortzone o.a. op de percelen 802 en 803 aangelegd. 2

De Figuur 29 geeft de berekende toestanden voor de jaren 1965 en 1970. Onder hogergenoemde percelen ontstaat een kleine potentiaalopbouw (opbolling van de grondwatertafel) waardoor er een kleine stromingscyclus in westelijke richting optreedt met ook een verontreiniging in die richting als gevolg.

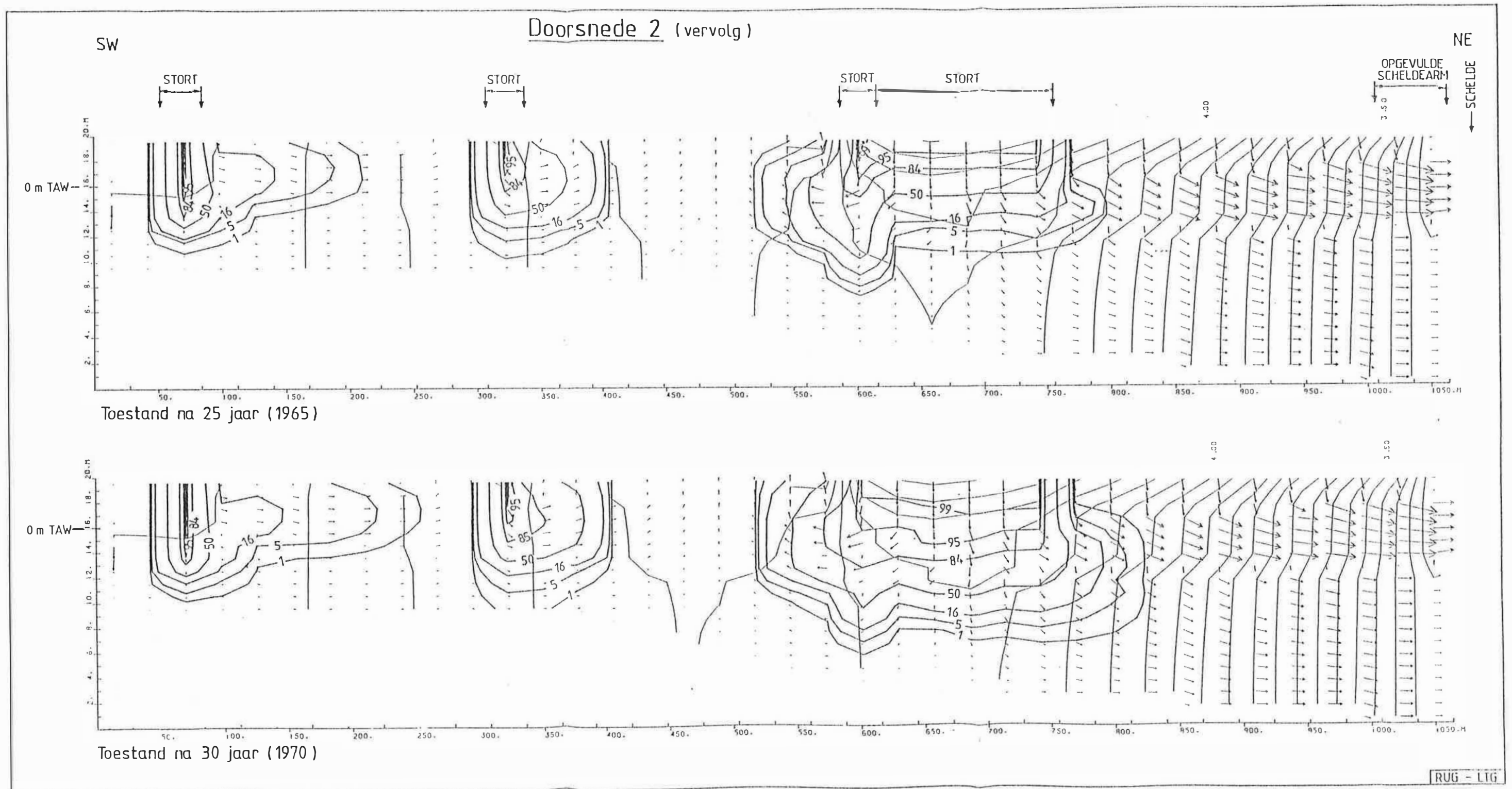
Na 1972,5 heeft het stortterrein zijn huidige uitbreiding. De toestanden in 1975, 1980 en 1985 zijn weergegeven. In 1975 heeft de verontreiniging onder alle stortzones het ondoorlatend substraat bereikt. Vooral onder het noordoostelijk gedeelte van het studiegebied breidt de verontreiniging zich snel uit (in KZ iets sneller dan in de laag Pld). In de KZ-laag bereikt de verontreiniging reeds de Schelde.



Figuur 29 - Doorsnede 2 : Simulatie.



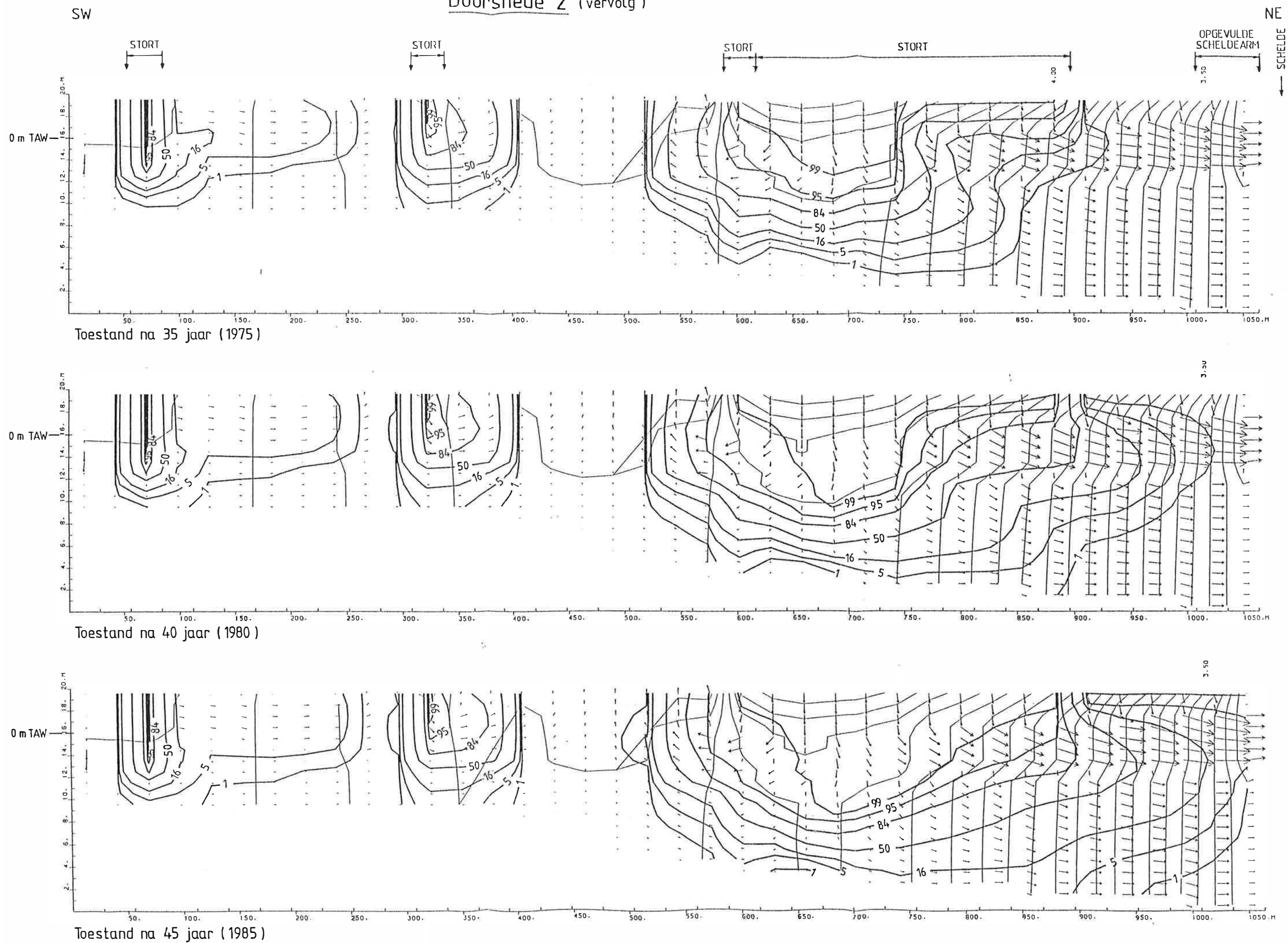
Figuur 29 - Doorsnede 2 : Simulatie (vervolg).



Figuur 29 - Doorsnede 2 : Simulatie (vervolg)



# Doorsnede 2 (vervolg)

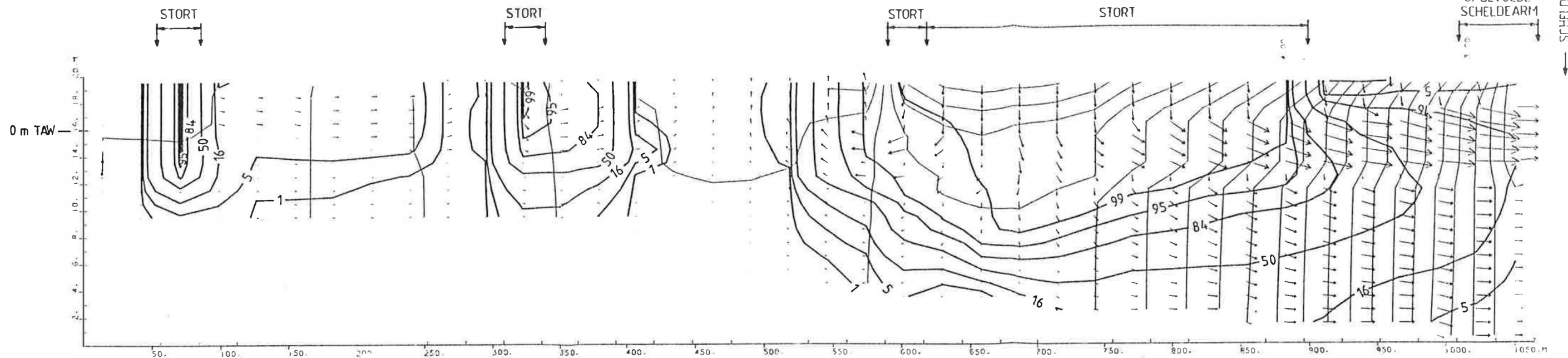


Figuur 29 - Doorsnede 2 : Simulatie (vervolg).

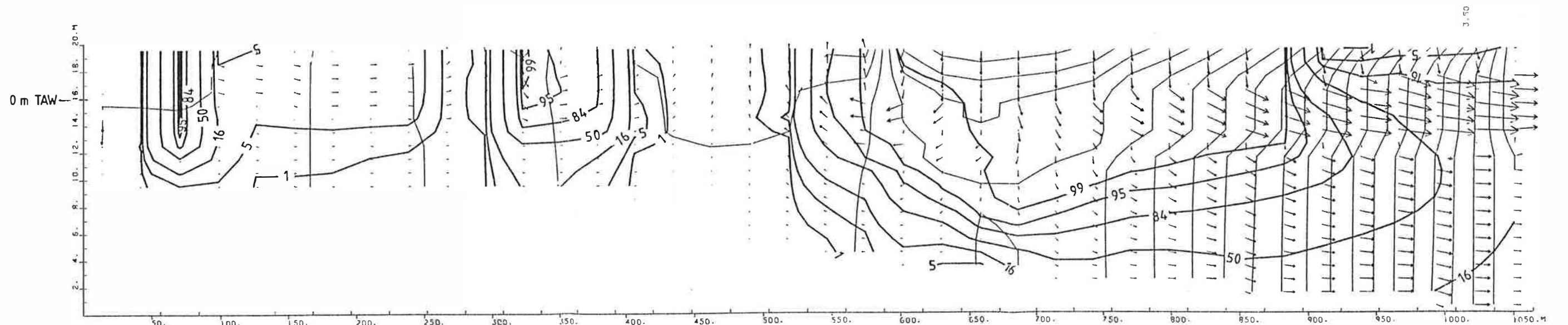
# Doorsnede 2 (vervolg)

SW

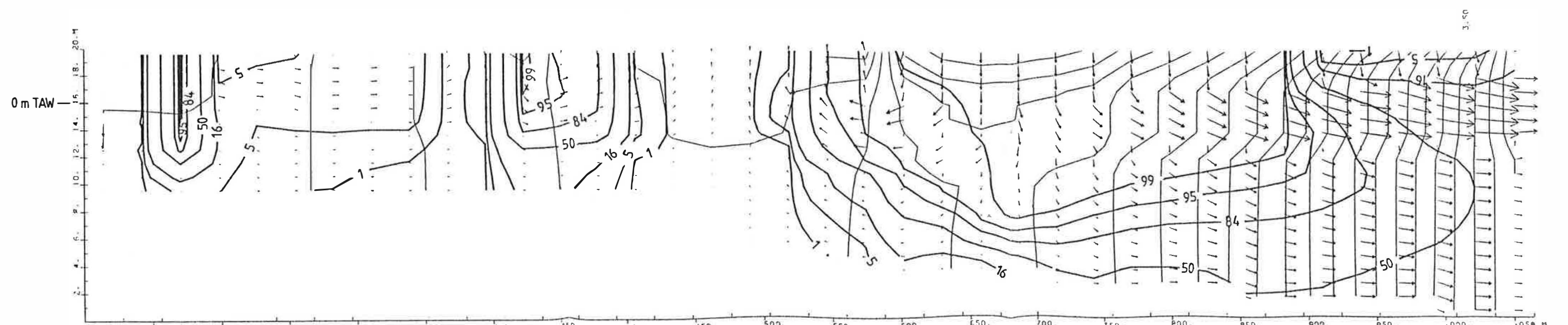
NE



Toestand na 50 jaar (1990)



Toestand na 55 jaar (1995)



Toestand na 60 jaar (2000)

In de nabije toekomst zal de verontreiniging zich snel verder uitbreiden naar de Schelde toe. In 1990 heeft de 5 %-lijn reeds de Schelde bereikt in de KZ- en in de Pld-laag. In het jaar 1995 bereikt de 16 %-lijn de Schelde en in het jaar 2000 is de 50 %-lijn de huidige Schelde reeds dicht genaderd.

Of de verontreiniging zich onder de Schelde kan verderzetten wordt vooral bepaald door de stijghoogteverdeling op de andere oever.

In het bestek van deze studie werden daar geen metingen uitgevoerd. Algemeen kan gesteld worden dat doordringen van verontreiniging kan gebeuren wanneer de stijghoogten aan de overzijde van de Schelde lager worden gehouden dan het gemiddeld Scheldepeil.

Een dergelijke toestand kan optreden wanneer het gebied sterk gedraineerd zou worden.

#### 1.2.3.3.4. Opmerkingen bij de bekomen resultaten oooooooooooooooooooooooooooooooooooo

De verkregen resultaten geven de meest ongunstige toestand omdat de berekende mengingsgraden betrekking hebben op konser-vatieve parameters (bv. chloriden) die niet of nauwelijks in aanmerking komen voor reacties (opname, adsorptie, precipitatie, complexvorming...) in de ondergrond. Voor het stortgebied te Gentbrugge zijn echter vooral zware metalen, ammonium en organische stoffen het hoofdprobleem. Zware metalen en ammonium zijn reaktieve stoffen die sterk aan de bodem adsorberen en bijgevolg langzamer zullen uitlogen dan kon-servatieve parameters zoals chloriden. De reaktiviteit van de organische parameters is afhankelijk van de soort stof. Organische stoffen zijn echter over het algemeen minder reaktief dan zware metalen en ammonium en zijn bijgevolg mobieler in de bodem.



Het volgen van de concentratie-evolutie van specifieke metalen, ammonium en andere niet-konservatieve parameters met het mathematisch model vergt de kennis van de fysische wetten die het gedrag van deze elementen in een welomschreven grond bepalen ; tot nu toe zijn echter weinig of geen kwantitatieve gegevens in dat verband beschikbaar.

Verder moet opgemerkt worden, dat bij de simulaties aangenomen werd dat het stortporiënwater vanaf 1955 resp. 1940 tot 2000 dezelfde concentraties aan stoffen bevatte zijnde 100 %. In werkelijkheid zullen echter ten gevolge van uitlozing met de tijd minder stoffen in oplossing gaan waardoor het door het stort sijpelend water verminderde concentraties aan verontreinigende stoffen zal bevatten. Over deze concentratie-evolutie zijn geen betrouwbare kwantitatieve gegevens beschikbaar, waardoor dit gegeven niet in het model werd ingebouwd.

Het toekennen van een 100 %-concentratie aan de verschillende stoffen is mede daardoor naast het feit dat op de verschillende percelen op de stortplaats een andere aard van stortmateriaal gestort werd en het feit dat de achtergrondconcentratie niet éénduidig vaststaat, uiterst moeilijk.

Uit het model kunnen volgende gegevens éénduidig achterhaald worden :

- het stromingspatroon van het grondwater in verticale en horizontale richting (aangeduid d.m.v. vektoren).
- het potentiaalverschil in de bodem (aangeduid d.m.v. equipotentiaallijnen)
- de plaatsen op de stortplaats waar de grootste verontreiniging van het grondwater aanwezig is (aangeduid d.m.v. lijnen van gelijke vermenging : "procent-lijnen").
- de plaatsen waar de grootste verontreiniging van het grondwater in de nabije toekomst te verwachten is en de grootte-orde van deze te verwachten grondwaterverontreiniging.

Zo ligt de diepere filter van de boorput L 4 heden ter hoogte van de 1 %-lijn, terwijl deze filter in het jaar 1990 reeds op de hoogte van de 5 %-lijn zal liggen en in het jaar 2000 reeds tussen de 16 %- en de 50 %-lijn.

#### 1.2.3.4. Besluit ooooooo

Met behulp van een tweedimensionaal mathematisch model kan het grondwaterstromingspatroon en de evolutie van de globale grondwaterkwaliteit in het stortgebied te Gentbrugge worden geschetst. Dit gebeurde in twee doorsneden.

Een eerste doorsnede loopt van de El7-parking 450 m in noord-noordoostelijke richting. Uit deze doorsnede blijkt dat de verontreiniging, ten gevolge van de volgestorte meander onder de parking, zich vooral in verticale zin heeft voortgeplant. Thans beweegt het verontreinigingsfront zich stilaan in noordelijke richting, vooral in de laag Pld. Een belangrijk element in de grondwaterkwaliteit nabij de parking is de gracht die voorkomt aan de rand ervan. Uit veldwaarnemingen blijkt dat deze tijdelijk fungeert als klein infiltratiebekken van waaruit al dan niet verontreinigd water de grond kan intrekken. Uit een simulatie is gebleken dat dit infiltrerend water wanneer het verontreinigd is een bedreiging voor de grondwaterkwaliteit kan betekenen.

Een tweede doorsnede doorkruist het stortgebied van Gentbrugge van het zuidwesten naar het noordoosten en is 1064 m lang. Deze snijdt vier maal de voormalige Schelde-arm. Uit de berekening blijkt dat vooral onder het oostelijk gedeelte van het stortgebied de verontreiniging snel in de richting van de Schelde voortschrijdt.

Het grondwater zal in geheel het studiegebied binnen enkele jaren beïnvloed zijn door de stortgebieden.

Of de verontreiniging zich kan verderzetten onder de Schelde is niet met zekerheid geweten. Daartoe is het nodig de stijghoogte onder de linkeroever nabij de Schelde te kennen.

### 1.3. Verspreiding in de lucht

Zoals reeds vermeld werd in het rapport "Karakterisatie" is de verspreiding van de verontreiniging via de lucht gering tot onbestaande.

Gasvormige stoffen afkomstig van het afval zullen niet noemenswaardig ontstaan op de stortplaats. Dit wordt in de toekomst ook niet verwacht. Het afval bestaat immers vooral uit anorganisch materiaal zoals steenslag, zware metalen, as, enz.

Enkel op de plaatsen waar destijds huisvuil werd gestort is een gasproduktie in principe mogelijk.

Aangezien het hier een oude stortplaats betreft, mag echter verondersteld worden dat er heden en in de toekomst geen of slechts weinig biologische gasproduktie zal zijn.

Ook gasvorming door chemische reacties zal er in de toekomst niet ontstaan gezien de aard van het afval en de ouderdom van de stortplaats.

Aanwezigheid van opwaaiende stofdeeltjes afkomstig van het afval is er nagenoeg niet aangezien het afval op de meeste plaatsen bedekt is met een (weliswaar dunne) teellaag, die begroeid is.

## 2. Risico's voor de mens

Aan de hand van de gegevens uit de mobiliteitsstudie (zie 1.1.), de gegevens uit het grondwaterkwaliteitsmodel (zie 1.2.) en de gemeten waarden op de stortplaats (zie rapport "Karakterisatie") worden de huidige en toekomstige risico's voor de mens bepaald. Hierbij moet rekening gehouden worden met de toxicologische kenmerken van de verontreiniging en de contactmogelijkheden verontreiniging-mens.

Deze contactmogelijkheden kunnen rechtstreeks zijn via het grondwater, het oppervlaktewater, de bodem of de lucht maar kunnen ook onrechtstreeks zijn via de voedselketen (planten of dieren).

### 2.1. Bodem

-----

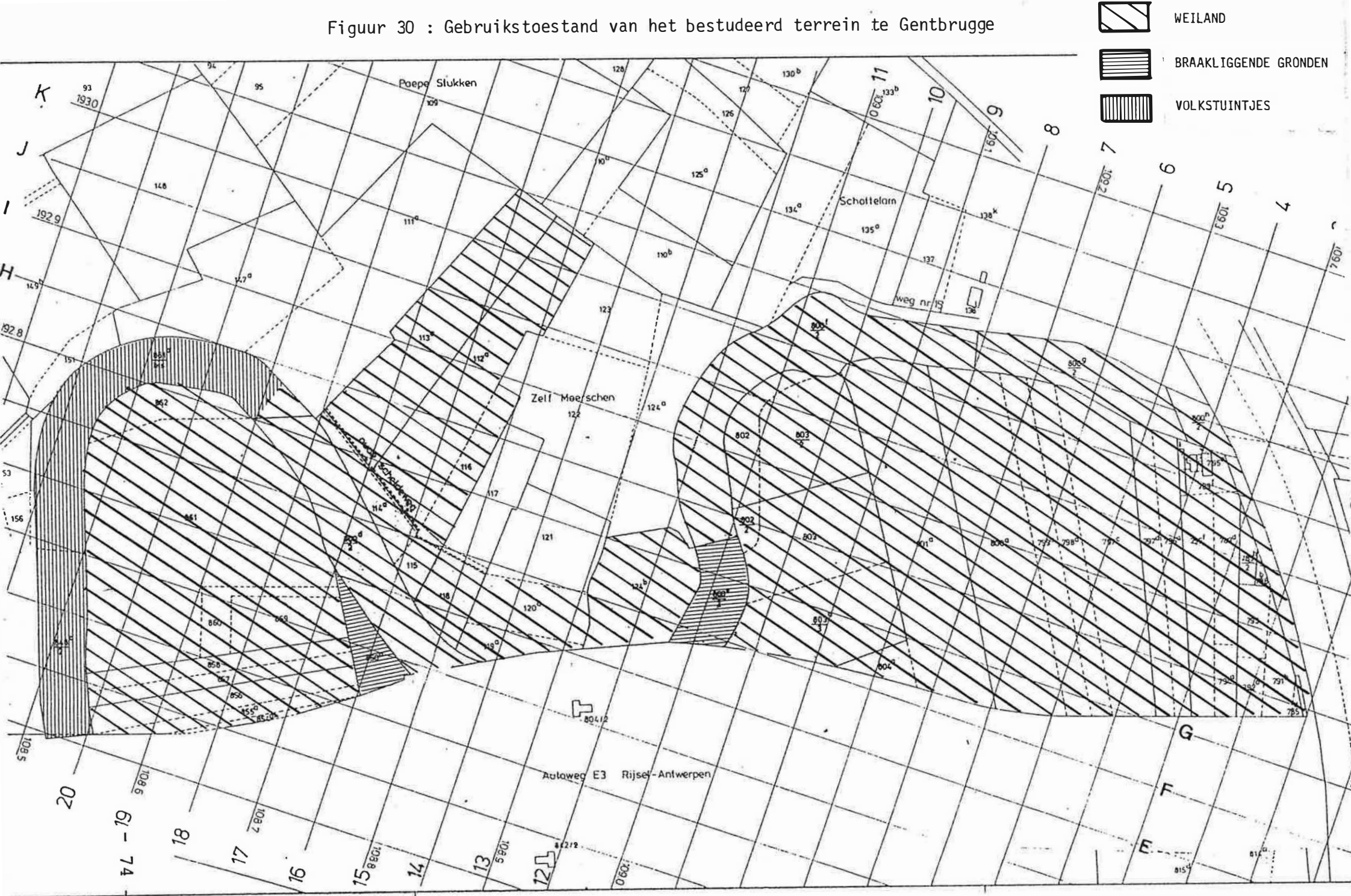
Uit de analyses, uitgevoerd tijdens de karakterisatiefase (zie rapport "Karakterisatie"), blijkt de bodem (0 - 25 cm diepte) verontreinigd tot zwaar verontreinigd te zijn met zware metalen (vooral Pb, Zn, Cu en Cd). De grootste verontreiniging situeert zich in de opgevulde Schelde-meander.

Het bestudeerd terrein (ca. 26,7 ha) wordt vooral gebruikt als weiland voor paarden, koeien en schapen (ca. 24 ha). Volgens wordt ca. 2 ha gebruikt als volkstuintjes, terwijl de overige percelen braak liggen (zie Figuur 30).

De hoge concentraties aan zware metalen in de bodem betekenen op de weilanden en op de braakliggende gronden geen rechtstreeks gevaar voor de mens, doordat er omzeggens nooit contact is.

Ter hoogte van de volkstuintjes bestaat veel meer mogelijkheid tot rechtstreeks contact met de bodem. Op deze plaatsen wordt de bodem immers gedurende bijna het ganse jaar bewerkt, waardoor orale opname bvb. via het eten met vuile handen of

Figuur 30 : Gebruikstoestand van het bestudeerd terrein te Gentbrugge



via het ter plaatse eten van niet afgespoelde wortelen mogelijk is. Gevaar voor percutaan transport van zware metalen bij het bewerken van de bodem bestaat er niet.

Het gehalte aan zware metalen in de teellaag van de volkstuintjes kan plaatselijk sterk variëren naargelang de dikte van de teellaag en de graad van menging bij het spitten (en soms zeven) van de bodem met het afval.

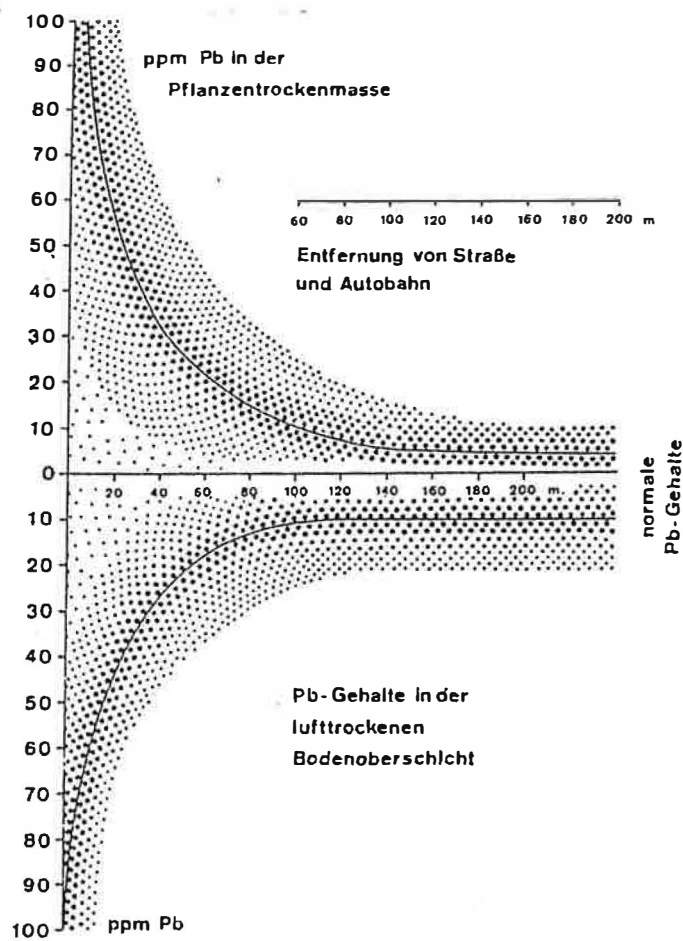
Deze stelling wordt ondersteund bij vergelijking van de bodemanalyses op de punten C21, D21 en G21. De concentraties aan zware metalen variëren in deze punten immers in sterke mate.

Globaal kan dus gesteld worden dat enkel in de volkstuintjes gevaar bestaat voor rechtstreeks contact van de -plaatselijk- sterk verontreinigde bodem. De ingenomen hoeveelheden langs deze weg zullen echter globaal genomen gering zijn, maar kunnen als supplementaire faktor (nl. naast inname via groenten) van belang zijn.

Een voorbeeld kan dit duidelijker maken. Veronderstel een bodem gelijkaardig als deze gevonden in het staal C 21, in een volkstuintje. Dit staal wordt gekenmerkt door een concentratie van ca. 780 mg Pb/kg. De WHO-norm voor maximale Pb-opname voor volwassenen bedraagt 3 mg/week, wat overeenkomt met een gemiddelde van ca. 429  $\mu$ g/dag. Deze hoeveelheid wordt bijgevolg bereikt bij inname van 0,55 g aarde.

Er moet hier nog eens benadrukt worden dat het Pb of enig ander zwaar metaal, aanwezig in de bodem van de volkstuintjes of elders op de stortplaats, niet of slechts in zeer beperkte mate afkomstig is van de E 17. Dit blijkt zowel uit Tabel 21 van het rapport "Inventarisatie" als uit Figuur 31, als uit de analysegegevens van de bodem (zie rapport "Karakterisatie" Tabel 9). Deze laatste zijn enkel voor Pb nog eens duidelijk samengebracht in Tabel 5.

Figuur 31 : Schematische weergave van het Pb-gehalte in de bodem en in/op planten nabij verkeerswegen (bron : A. Kloke)



Tabel 5 Pb-concentratie (ppm) in bodemonsters (0 - 25 cm) volgens afstand tot autosnelweg op de stortplaats te Gentbrugge.

Afstand tot autosnelweg	50 m	125 m	175 m	200 m	275 m	325 m	425 m
niet bestorte percelen	48 (*)		29,3 (C22) 52,3 (E18) 53 (E17) 58,6 (I6)		354,5 (I13)	187,4 (L6)	
gemiddelde			48,3				
bestorte percelen		94,7 (F12) 181,6 (G9) 547,6 (F10) 782,3 (C21)	112,8 (D21) 313,9 (E16)	24,2 (I8) 71,0 (E20) 3971,1 (F16)	31,4 (J10) 194,7 (I12)	76,5 (L9) 222,4 (H17) 342,7 (G21)	228,7 (K15)
gemiddelde		401,6	213,4	1355,4	113,1	213,9	

(\*) Gegeven volgens Nederlands onderzoek (zie Tabel 21 : rapport "Inventarisatie")

Deze tabel toont aan dat in alle geanalyseerde monsters op de stortplaats, met uitzondering van 1 waarde op 175 m, 1 waarde op 200 m en 1 waarde op 275 m afstand van de E 17, meer lood voorkomt dan de waarde gevonden op 50 m afstand van de rijkswegen volgens het Nederlands onderzoek.

Deze 3 lage waarden zijn zeker niet het gevolg van de verdere afstand van de E 17, maar wel van het feit dat op deze percelen een dikke teellaag aanwezig was, of voor wat betreft het monster op 175 m van de E 17, van het feit dat het monster buiten het bestudeerde gebied werd genomen als referentiemonster.



Verder blijkt het loodgehalte niet af te nemen met toenemende afstand tot de E 17. De enige correlatie die kan gevonden worden is de correlatie Pb-gehalte tot de aard van het gestort materiaal en tot de afstand van dit gestort materiaal.

## 2.2. Grondwater

### 2.2.1. Ondiep grondwater

Van het ondiep grondwater (kwartair) blijkt enkel in het staal H 21 geen enkele geanalyseerde parameter de drinkwaternorm te overschrijden. (zie rapport "Karakterisatie" : Tabel 11 pp 85 - 86)

In de stalen B 21 en H 13 wordt enkel de Belgische drinkwater-norm voor Fe overschreden. Aangezien de norm voor Fe veeleer geldt omwille van corrosie dan om reden van toxiciteit, kan gesteld worden dat ook deze grondwatermonsters drinkbaar zijn. De andere grondwatermonsters zijn alle verontreinigd met organisch materiaal en/of  $\text{NH}_4$ .

Daarnaast voldoen sommige monsters ook niet aan de drinkwater-norm voor  $\text{NO}_3$ , P,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_4$  en/of Cl. Deze parameters overschrijden slechts in geringe mate de Belgische drinkwater-norm (zie Tabel 6), met uitzondering van het  $\text{NO}_2$ -gehalte in het monster L 4 (3,4 ppm). Deze hoge waarde kan niet verklaard worden door de nabijheid van de Schelde. Uit het rapport "Inventarisatie" (p 111 - 113) blijkt de gemiddelde

$\text{NO}_2$ -concentratie van de Schelde immers rond een waarde van 0,4 ppm te schommelen. De plaatselijk hoge waarden van andere parameters zoals Cl,  $\text{SO}_4$ , e.a. kan evenmin aan de invloed van de Schelde toegeschreven worden. De resultaten komen over het algemeen overeen met de gegevens i.v.m. de grondwaterstroming en meer bepaald met het grondwaterkwaliteitsmodel (zie 1.2.). De boorpunten B 21 en H 21 liggen stroomopwaarts de stortplaats, terwijl het boorpunt H 13 verst verwijderd is van de verontreinigingsbronnen.

Tabel 6    Overzicht van de verontreiniging van de ondiepe  
grondwatermonsters op de stortplaats te Gentbrugge

Graad van normover- schrijding	COD n mon- sters	NH <sub>4</sub> n mon- sters	P n mon- sters	NO <sub>3</sub> n mon- sters	NO <sub>2</sub> n mon- sters	SO <sub>4</sub> n mon- sters	Cl n mon- sters	Fe n mon- sters
<< norm	4	3	8	8	8	8	9	2
± norm	3	-	2	1	-	2	-	2
norm x 2	3	-	-	1	1	-	1	2
norm x 3	-	1	-	-	-	-	-	-
norm x 4	-	1	-	-	-	-	-	-
norm x 25	-	-	-	-	-	-	-	1
norm x 50	-	1	-	-	1	-	-	2
norm x 100	-	1	-	-	-	-	-	1
norm x 150	-	2	-	-	-	-	-	-
norm x 200	-	1	-	-	-	-	-	-
Totaal	10	10	10	10	10	10	10	10

Volgens het grondwaterkwaliteitsmodel mag verwacht worden dat de verontreiniging ter hoogte van de E 17-parking zich in de kwartaire laag (KDL en KZ) in de nabije toekomst (zie Figuur 26 : 1985 - 2000) niet noemenswaardig verder zal verspreiden in noordelijke richting. Het ondiepe grondwater in het boorpunt H 13 zal bijgevolg drinkbaar blijven in de toekomst als de huidige situatie blijft bestaan.

Het grondwater stroomopwaarts van het stort gelegen (vb. B 21 en H 21) zal in de toekomst, wanneer geen verandering gebeurt in de huidige grondwaterstroming aan de Belgische drinkwater-norm blijven voldoen. Er moet hier wel op gewezen worden dat bij oppomping van grotere hoeveelheden grondwater, dit grondwater kan verontreinigd worden door aanzuigen van door het afval verontreinigd grondwater. Wanneer het stijghoogtepatroon door oppomping van grondwater gewijzigd wordt, zal de grondwaterstroming van de stortplaats naar de put toe geschieden. Het feit of het stijghoogtepatroon zal veranderd worden hangt af van :

- het debiet dat opgepompt wordt
- de lokatie van de grondwaterwinning
- het aantal putten
- de doorlatendheid van de lagen

Aangezien de hydrogeologische gegevens gekend zijn, kan, wanneer de karakteristieken van de geplande grondwaterwinning gekend zijn, de invloed op de grondwaterstroming berekend worden.

Verder kan nog aangestipt worden dat de grondwaterkwaliteit over de ganse stortplaats steeds slechter zal worden. Dit geldt vooral voor het grondwater dicht bij de Schelde (vb. L 4). Deze plaatsen liggen - volgens het grondwaterkwaliteitsmodel - op dit ogenblik tussen de 5 % en de 16 %-lijn, terwijl ze in 1990 reeds tussen de 16 % en de 50 %-lijn zullen liggen. Aangezien op het punt L 4 bvb. de gehalten aan Fe, COD, NH<sub>4</sub> en NO<sub>2</sub> nu reeds de norm in grote mate overschrijden, mag verwacht worden dat het grondwater in de nabije toekomst nog minder zal geschikt zijn voor drinkwater.

Er mag dus besloten worden dat het grondwater in de kwartaire lagen op het bestudeerde gebied en in de zeer nabije omgeving ervan (ca. 100 m) niet als drinkwater mag gebruikt worden, vooral wegens te hoge concentraties aan NH<sub>4</sub> en organisch materiaal. In de nabije toekomst zullen deze concentraties, vooral naar de Schelde toe, toenemen.

Verder moet er stroomopwaarts in de nabije omgeving van de stortplaats, zoveel mogelijk vermeden worden grote debieten grondwater op te pompen, zodat de grondwaterstroomrichting plaatselijk niet veranderd wordt. Wanneer een nieuwe grondwaterwinning in de buurt van de stortplaats gepland wordt, is het nuttig eerst de invloed op de grondwaterstroming te berekenen om het potentiële gevaar te kunnen inschatten.

Heden wordt op de stortplaats geen ondiep grondwater als drinkwater gebruikt volgens de gegevens verzameld in de inventarisatie (zie rapport "Inventarisatie" pp 86 - 88).

Het gebruik van het ondiep grondwater voor irrigatie stelt geen problemen (zie Tabel 7 en Tabel 8). Het gebruik van dit grondwater voor veedrenking is plaatselijk (o.a. D 13 en L 4) af te raden wegens de hoge gehalten aan nitriet (zie Tabel 9).

Tabel 7      Kwaliteitseisen voor irrigatiewater

parameter	lieft lager dan	maximaal toelaat- baar	eenheid
<i>chemisch</i>			
chloride			
gietwater in verwarmde kassen	-	150	mg/l
gietwater voor tuinbouw- gewassen onder glas	-	300	mg/l
vollegrondtuinbouw	-	600	mg/l
akkerbouw, afhankelijk van het gewas	-	500-1.000	mg/l
sulfaat	200	1.000	mg/l
geleidbaarheid	750	2.250	µS/cm bij 25 °C
pH	7,0-8,5	6,0-9,0	
<i>toxisch</i>			
arsen	1,0	5,0	mg/l
borium	0,5	2,0	mg/l
koper	0,1	1,0	mg/l
<i>bacteriologisch</i>			
coli-achtigen (gemiddeld)	1.000		per 100 ml

Tabel 8 Parameters for water quality characterization for agricultural use

1. Total Dissolved Solids or "Salinity"  
This is the most important water quality consideration since it controls the availability of water to the plant through osmotic pressure regulating mechanisms. The effect of salinity on plant growth varies from one type to another and is dependent on environmental conditions.
2. Trace Elements Tolerance for Irrigation Waters may be Summarized as Follows:
 

Element	Continuous water use mg/l	Short-term water use, fine texture soil mg/l
Aluminum	1.0	20.0
Arsenic	1.0	10.0
Beryllium	0.5	1.0
Boron	0.75	2.0
Cadmium	0.005	0.05
Chromium	5.0	20.0
Cobalt	0.2	10.0
Copper	0.2	5.0
Lead	5.0	20.0
Lithium	5.0	5.0
Manganese	2.0	20.0
Molybdenum	0.005	0.05
Nickel	0.5	2.0
Selenium	0.05	0.05
Vanadium	10.0	10.0
Zinc	5.0	10.0
3. pH, Acidity and Alkalinity  
pH is not greatly significant and waters with pH values from 4.5 to 9.0 should not present problems. Highly acidic or alkaline waters can induce adverse effects on plant growth.
4. Chlorides  
Depending upon environmental conditions, crops and irrigation management practices, approximately 700 mg/l chlorides is permissible in irrigation waters.
5. Temperature  
Very high as well as very low temperatures of irrigation waters can interfere with plant growth. Temperature tolerance is highly dependent on the type of plant and other environmental conditions.
6. Pesticide  
A variety of herbicides, insecticides, fungicides and rodenticides can be present in irrigation waters at concentrations which may be detrimental to crops, livestock, wildlife and man. As far as effect on plant growth and permissible levels are concerned, these are variable and highly dependent on the type of chemical, type of plant, environmental factors and exposure time.
7. Suspended Solids  
Suspended solids in irrigation waters may deposit on soil surface and produce a crust which inhibit water infiltration and seedling emergence. In waters used for sprinkler irrigation colloids and suspended matter may form a film on leaf surface which impair photosynthesis and delay growth.
8. Radionuclides  
USPH Drinking Water Standards are usually applied to irrigation waters.

Source: NBS Publication 351, 1972

Tabel 9      Kwaliteitseisen voor veedrenking

parameter	bij voorkeur lager dan	maximaal toelaatbaar	eenheid
<i>chemisch</i>			
bicarbonaat	500	500	mg/l
calcium	500	1.000	mg/l
chloride, afhankelijk van omstandigheden	-	1.000-2.000	mg/l
magnesium	250	500	mg/l
natrium	1.000	2.000	mg/l
nitraat	200	400	mg/l
nitriet	afwezig	afwezig	mg/l
sulfaat	500	1.000	mg/l
pH	6,0-8,5	5,6-9,0	
<i>toxisch</i>			
arsen	50		µg/l
cadmium	10		µg/l
fluoride	1	6	mg/l

Uit "Koot ACJ" Behandeling van afvalwater, Uitgeverij Weltmann  
Delft, 1980.

### 2.2.2. Diep grondwater

De analyses van het diepere grondwater (Paniseliaan op  $\pm 10 - 15$  m diepte) werden vermeld in het rapport "Karakterisatie" in Tabel 12 pp 87 - 88.

Uit deze analyses blijkt het dieper grondwater op de stortplaats wat betreft COD,  $\text{NH}_4$ , Fe en op bepaalde punten P en  $\text{NO}_2$  niet te voldoen aan de drinkwaternorm. Deze norm wordt echter - met uitzondering van Fe - slechts in geringe mate overschreden, zodat het drinken van dit water niet direkt als gevaarlijk kan beschouwd worden. In Tabel 10 wordt de verontreinigingstoestand van het dieper grondwater samengevat. Hier geldt evenzeer als bij het ondiep grondwater dat de kwaliteit van het dieper grondwater in de toekomst vooral nabij de Schelde (vb. L 4) zal slechter worden. In het grondwaterkwaliteitsmodel situeert de diepe filter zich heden rond de 1 %- lijn, terwijl deze in 1990 reeds tussen de 5 %- en de 16 %-lijn zal bevinden. De gevonden concentraties aan COD,  $\text{NH}_4$ , P, Cd en Pb in L4 bvb liggen dicht bij de drinkwaternorm. Er mag dus verwacht worden dat dit grondwater reeds binnen een 5-tal jaar ondrinkbaar zal zijn volgens de Belgische drinkwaternorm. De vraag of deze verontreiniging onder de Schelde door migreert werd reeds besproken (zie 1.2.3.3.3.).

Er kan bijgevolg gesteld worden dat het diepere grondwater (Paniseliaan) in het bestudeerde gebied op dit ogenblik bij gebruik als drinkwater geen direkt gevaar met zich meebrengt, maar toch af te raden is. In de nabije toekomst zullen parameters zoals  $\text{NH}_4$ , organisch materiaal en P de drinkwaternorm hoogstwaarschijnlijk overschrijden op het grootste deel van de stortplaats.

Het gebruik van het dieper grondwater voor irrigatie of voor huishoudelijke doeleinden zoals wassen en afwassen is aanvaardbaar. Wel bestaat er gevaar voor corrosie van de leidingen door het hoge Fe-gehalte in het water.

Tabel 10 Verontreiniging van de diepere grondwatermonsters  
op de stortplaats te Gentbrugge

Graad van normover- schrijding	COD n mon- sters	NH <sub>4</sub> n mon- sters	P n mon- sters	NO <sub>2</sub> n mon- sters	Fe n mon- sters
<< norm	3	4	6	8	2
± norm	4	3	3	-	-
norm x 2	2	1	-	-	-
norm x 3	-	-	-	-	1
norm x 4	-	1	-	-	1
norm x 5					
... x 10	-	-	-	1	3
norm x 11					
... x 15	-	-	-	-	2
Totaal	9	9	9	9	9

Heden wordt het grondwater van het Paniseliaan - volgens de gegevens verzameld in de inventarisatiefase (zie rapport "Inventarisatie" pp 86 - 88) - niet gebruikt als drinkwater.

Het grondwater in het Ieperiaan (diepte : ± - 50 m TAW) wordt, gezien de geologische toestand, niet meer beïnvloed door de stortplaats en is - volgens een éénmalige analyse - veilig voor consumptie (zie rapport "Karakterisatie" pp 89).



### 2.2.3. Besluit

Het ondiep grondwater (+ 3 tot 5 m diepte) op de stortplaats en nabije omgeving is niet geschikt voor drinkwater.

Het gebruik van het dieper grondwater (Pld) als drinkwater is heden af te raden. In de toekomst zal de kwaliteit van dit water slechter worden.

Het gebruik van grondwater uit het Ieperiaan, dat niet meer beïnvloedt wordt door de stortplaats is, volgens een éénmalige analyse geschikt voor consumptie.

Teneinde de grondwaterstroomrichting plaatselijk niet te veranderen is het aan te raden stroomopwaarts geen grote debieten grondwater op te pompen.

Het gebruik van alle grondwater voor irrigatie is aanvaardbaar. Het gebruik van het ondiep grondwater voor veedrenking is af te raden wegens plaatselijk hoge gehalten aan  $\text{NO}_2$ . Het dieper grondwater daarentegen is heden wel bruikbaar voor veedrenking.

Deze eisen stellen op de bestudeerde stortplaats voor het ogenblik geen problemen. Het grondwater wordt immers niet als drinkwater gebruik en er worden binnen een straal van 1 km rond de stortplaats geen grote debieten grondwater op gepompt.

Een blijvende controle is echter aangewezen. Volgens het grondwaterkwaliteitsmodel zal immers de kwaliteit van het grondwater, vooral naar de Schelde toe, slechter worden en door nitrificerende bacteriën kan het  $\text{NH}_4$  dat in relatief hoge concentraties aanwezig is omgezet worden tot  $\text{NO}_3$  of  $\text{NO}_2$ , wat een verhoogde toxiciteit met zich zou meebrengen.

### 2.3. Oppervlaktewater

De oppervlaktewaters (zie rapport "Karakterisatie" p 78 - 79) vertonen een verhoogd gehalte aan Fe, Mn en NO<sub>2</sub>. Deze concentraties stellen echter geen enkel probleem bij gebruik van dit oppervlaktewater voor irrigatie. Het gebruik van het oppervlaktewater voor veedrenking, vooral rond het punt LM 4 is, wegens het hoge gehalte aan NO<sub>2</sub>, echter sterk af te raden.

### 2.4. Opname via groenten

Om de potentiële toxiciteit van de groenten voor de mens te kunnen bepalen werden 11 groentenmonsters geanalyseerd op de meest voorkomende zware metalen op de stortplaats te Gentbrugge.

#### 2.4.1. Monsternamen

Een eerste reeks groenten op de stortplaats werd bemonsterd op 03/07/86. De groenten waren oogstrijp en enkel het eetbare gedeelte werd voor analyse in aanmerking genomen. Deze reeks groenten werden niet gewassen. De coördinaten van de monsternamenpunten kunnen het best als volgt gesitueerd worden :

- C 21 : sla in tuintje 78
- B 21 : wortelen in tuintje 81
- DC 21 : spinazie
- F 22 : sla in tuintje 2
- G 19 : sla in tuintje 2
- G 19 : spinazie

Op 19/09/86 werden nog een aantal groentenmonsters genomen. Deze groenten waren oogstrijp en enkel het consomeerbare gedeelte werd onderzocht. Deze groentenmonsters werden gewassen vóór de verdere analyse. Het betreft de monsters :

DC 21 : andijvie

DC 21 : prei

DC 21 : selder

Op 20/11/1986 werden nog 2 groentenmonsters genomen. Deze groenten waren eveneens oogstrijp en enkel het eetbare gedeelte werd gebruik voor analyse. Het betreft volgende monsters :

B 21 : selder in tuintje 81

G 21 : spinazie in tuintje 59

Deze groenten werden zowel ongewassen als gewassen geanalyseerd op Pb en Cd. Er moet nog opgemerkt worden dat deze groentenmonsters genomen werden na dagenlange sterke regenval.

#### 2.4.2. Analysemethode

Het gedroogde plantenmateriaal wordt gemalen.

1 g droge stof wordt voorverast op de plaat en vervolgens in de moffeloven verast gedurende 2 uur bij 450°C.

De as wordt overgebracht in een pyrex beker van 100 ml met 10 ml HNO<sub>3</sub> 1 m en wordt 30 min. gedigereerd op de plaat.

Dit mengsel wordt gefiltreerd in een kolfje van 50 ml en aangelengd tot aan de merkstreep. De eigenlijke analyse van de zware metalen gebeurt, terug afhankelijk van de concentratie, met gewone atoomabsorptie of vlamloze atoomabsorptie.

### 2.4.3. Resultaten en evaluatie

De resultaten van de groentenanalyses zijn weergegeven in Tabel 11.

Tabel 12 geeft normale en fytotoxische waarden voor planten weer.

Tabel 13 geeft een indeling in klassen van verontreiniging.

In Tabel 14 zijn richtwaarden voor Pb en Cd voor enkele groenten opgesomd. Deze richtwaarden gelden versgewichten, terwijl de resultaten van de groentenanalyses op de stortplaats te Gentbrugge in drooggewicht zijn uitgedrukt. Hieronder worden de gemiddelde drooggewichten van de verschillende groenten opgesomd :

- sla : 4 %
- wortelen : 10 %
- spinazie : 8 %
- prei : 10 %
- andijvie : 5 %
- selder : 9 %

Hieruit blijkt het volgende :

- Bij vergelijking tussen de analyseresultaten van de gewassen en ongewassen groenten (spinazie G 21 en selder B 21) blijkt een groot deel van het Pb te worden verwijderd door het wassen. Het is gekend dat lood slechts in geringe mate wordt opgenomen via de wortels van de planten en dat de hoge concentraties aan lood gevonden bij analyses van planten voor een groot deel afkomstig zijn van sedimentatie van loodhoudend stof.

Het geringe gehalte aan Pb en Cd dat gevonden werd in deze twee monsters t.o.v. het gehalte gevonden in de andere groenten, kan te wijten zijn aan :

- het tijdstip van monstername :  
de monsters werden immers laat in het jaar genomen en na sterke regenval. In een later stadium van hun groeifase blijken planten zware metalen aan de bodem af te geven. Ook hevige neerslag zou een dergelijk effect-naast oppervlakkige afspoeling-kunnen hebben.

- de monsternameplaats :  
aangezien de bodemonsters sterke verschillen vertonen in gehalten aan zware metalen, zullen ook de groenten grote verschillen in gehalten aan zware metalen vertonen.
- De groenten vertonen verhoogde concentraties aan Pb (10 - 20 maal groter dan het gemiddelde) en kunnen volgens Tabel 13 als verontreinigd tot sterk verontreinigd beschouwd worden. De gevonden waarden van alle groenten, met uitzondering van de spinazie G 21 en de selder B 21 overschrijden de Nederlandse ontwerpnorm voor invoer die 0,5 mg/kg versgewicht bedraagt. De richtwaarden van Tabel 14 worden voor de meeste groenten eveneens overschreden.

De WHO-norm voor maximale Pb-opname voor volwassenen (ADI-waarde) bedraagt : 3 mg/week of 428  $\mu\text{g}$ /dag.

De gemiddelde dagelijkse loodbelasting via voeding en drinkwater bedraagt, volgens een rapport van het CCRX (Coördinatie-Commissie voor de metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische stoffen - NL) ca. 130  $\mu\text{g}$  (zie Tabel 15). Van deze 130  $\mu\text{g}$  is normaal 16  $\mu\text{g}$  afkomstig van groenten. Er wordt dus  $\pm 115 \mu\text{g}$  Pb ingenomen via andere voedingsmiddelen dan groenten.

Om te voldoen aan de ADI-waarde mag dus bijgevolg maximaal  $428 \mu\text{g} - 115 \mu\text{g} = 313 \mu\text{g}$  Pb ingenomen worden via de groenten, wanneer het Pb-gehalte in de andere voedingsmiddelen rond het gemiddelde schommelt.

Tabel 11 Gehaltes aan zware metalen in groenten op de stortplaats  
te Gentbrugge

N : niet bepaald  
(o) : ongewassen  
(g) : gewassen

	Pb mg/kg DG	Cd mg/kg DG	Zn mg/kg DG	Cu mg/kg DG	Fe mg/kg DG	Co mg/kg DG	Cr mg/kg DG	Ni mg/kg DG
Sla C 21 (o)	14.5	3.68	113.65	2.44	331.72	2.04	0.67	2.31
Sla F 22 (o)	23.95	2.69	323.19	5.85	879.16	2.04	2.02	3.80
Sla G 19 (o)	15.03	2.14	83.99	3.20	363.48	1.42	1.12	3.05
Spinazie G 19 (o)	21.78	2.98	163.24	4.33	627.95	2.09	1.57	2.31
Spinazie DC 21 (o)	20.85	4.28	505.87	3.20	375.43	3.91	0.67	3.05
Spinazie G 21 (o)	6.26	0.63	N	N	N	N	N	N
Spinazie G 21 (g)	0.78	0.34	N	N	N	N	N	N
Wortelen B 21 (o)	10.87	1.44	82.96	3.58	202.42	< 0.50	0.67	2.31
Andijvie DC 21 (g)	10.07	1.13	506.0	11.40	1569	N	0.02	< 0.01
Prei DC 21 (g)	10.07	0.43	242.0	8.33	750	N	1.14	< 0.01
Selder DC 21 (g)	7.02	1.13	608.0	6.57	588	N	1.14	< 0.01
Selder B 21 (o)	1.53	0.29	N	N	N	N	N	N
Selder B 21 (g)	0.34	0.21	N	N	N	N	N	N

Tabel 12 Spreiding van normale en kritische fytotoxische gehalten aan elementen in planten

Element	concentratie in de plant mg/kg droge stof	
	normaal	fytotoxisch
As	0.01 - 1	3 - 10
B	5 - 75	50 - 250
Cd	0.1 - 1	5 - 700
CrIII	0.1 - 1	5 - 20
Co	0.01 - 2	10 - 50
Cu	3 - 20	5 - 70
F	1 - 5	50
Fe	30 - 500	-
Hg	0.01 - 0.03	0.5 - 5
Mn	15 - 250	400 - 2000
Mo	0.1 - 5.0	15 - 75
Ni	0.1 - 5.0	30 - 100
Pb	2 - 15	20 - 100
Zn	15 - 150	150 - 200

Uit "Chemische Karakterisatie van Bodemverontreiniging"  
A. Cottenie en M. Verloo, 1985.

Tabel 13      konzentratieklassen met betrekking tot gehalten aan zware metalen in voedings-  
gewassen

klasse	koncentratiegebied : mg/kg droge stof					
	arseen	cadmium*	koper	lood	zink	kwik
1. niet verontreinigd	<1	<0,1	<10	<5	<100	<0,1
2. lichte aanrijking	1 - 3	0,1 - 0,2	10 - 20	5 - 10	100 - 300	0,1 - 0,3
3. verontreinigd	3 - 10	0,2 - 0,4	20 - 30	10 - 15	300 - 500	0,3 - 1
4. sterk verontreinigd	>10	>0,6	>30	>15	>500	>1

\* in mg/kg vers gewicht.



Tabel 14 Richtwaarden 1986 voor Pb, Cd, Hg in en op levensmiddelen (1)

Levensmiddelen	mg/kg in versgewicht (eetbaar gedeelte)		
	Lood	Cadmium	Kwik
Fruit	0,5	0,05	0,03
Aardappelen	0,25	0,1	0,02
Groene kool	2,0	0,1	0,05
Spinazie	0,8	0,5	0,05
Vroege bladgroenten	0,8	0,1	0,05
Spruitgroenten	0,5	0,1	0,05
Vruchtgroenten	0,25	0,1	0,05
Selder	0,25	0,2	0,05
Vroege wortelgroenten	0,25	0,1	0,05

(1) Anonym 1986, 2 : "Richtwerte '86 für Blei, Cadmium und Quecksilber in und auf Lebensmitteln", Bundesgesundheitsblatt 29, Nr. 1, Januar 1986.

Tabel 15      Dagelijkse loodbelasting

Plantaardige voedingsmiddelen <sup>(1)</sup>		74,1 µg
Vlees	7,8	
Melk, melkprodukten en eieren	7,2	
Vis, schaal- en schelpdieren	2,5	
	<hr/>	
Totaal dierlijke voedingsmiddelen		17,5
Drinkwater		40,0
		<hr/>
Totaal voedsel en drinkwater		131,6 µg

-----  
 (1) Van de plantaardige voedingsmiddelen zijn vooral graanprodukten (22,4 µg), groenten (15,7 µg), vruchten (28,0 µg) en aardappelen (6,6 µg) belangrijke loodleveranciers voor de dagelijkse ingestie. Ook wijn en gedestilleerd zijn met gemiddeld 12,4 µg per dag een belangrijke bron van lood.

Wanneer aangenomen wordt dat de salade 15 mg Pb/kg DS bevat, is volgens de ADI-waarde, de maximaal toelaatbare dagelijkse salade-consumptie de volgende :

- \* concentratie = 15 mg/kg DS
- \* gemiddeld drooggewicht van salade : 4 %
- \* concentratie =  $15 \times 0,04 = 0,6 \text{ mg/kg versgewicht}$   
 $= 0,6 \mu\text{g/g versgewicht}$
- \* maximale inname =  $\frac{313}{0,6}$   
 $= \underline{520 \text{ g salade}}$

Aangezien gemiddeld slechts ca. 250 g groenten ingenomen wordt per dag, blijkt de saladeconsumptie in de gemiddelde volkstuintjes geen risico's met zich mee te brengen.

Verrichten we nu dezelfde berekening voor spinazie met aanname van een gemiddelde concentratie van 20 mg Pb/kg DS.

- \* gemiddelde drooggewicht van spinazie : 8 %
- \* concentratie :  $1,6 \mu\text{g Pb/kg versgewicht}$
- \* maximale inname = 195 g spinazie

Hieruit blijkt dat de consumptie van spinazie een klein maar reëel gevaar betekent voor de gezondheid.

- De groenten vertonen verhoogde concentraties aan Cd (2 tot 3 maal groter dan het gemiddelde). Er kan van een aanrijking tot verontreiniging gesproken worden. De gevonden waarden, met uitzondering van de gewassen groenten schommelen rond de richtwaarde van Tabel 14. Enkel de monsters van spinazie overschrijden de Nederlandse invoer-norm (0,2 mg/kg versgewicht).

Analoog als voor lood kan voor Cd de maximale groenteninname per dag volgens de ADI-waarde berekend worden.

De WHO-norm voor maximale Cd-opname bedraagt 400 à 500  $\mu\text{g}$ /week of ca. 65  $\mu\text{g}$ /dag.

De gemiddelde dagelijkse cadmiumbelasting via voeding en drinkwater bedraagt, volgens een rapport van het CCRX ca. 25  $\mu\text{g}$ , vermeerderd met 3  $\mu\text{g}$  voor rokers (zie Tabel 16).

Tabel 16      Dagelijkse cadmiumbelasting

Plantaardige voedingsmiddelen <sup>(1)</sup>		15,4 $\mu$ g
Vlees <sup>(2)</sup>	6,5	
Melk, melkprodukten en eieren	1,6	
Vis, schaal- en schelpdieren	0,5	
Totaal dierlijke voedingsmiddelen		8,6
Drinkwater		1,0
Totaal voedsel en drinkwater		25,0 $\mu$ g
Roken <sup>(3)</sup>		3,0 $\mu$ g

- \*\*\*\*\*
- (1) Van de plantaardige voedingsmiddelen zijn vooral graan en graanprodukten (4,7  $\mu$ g) en aardappelen (5  $\mu$ g) de voornaamste cadmiumleveranciers.
- (2) In orgaanvlees (vooral nieren) is het cadmiumgehalte 3 tot 30 maal hoger dan in het normale vlees van dezelfde dieren. Doordat gemiddeld veel minder orgaanvlees dan ander vlees wordt gegeten is het aandeel van de cadmiumopname via orgaanvlees beperkt (1,7  $\mu$ g).
- (3) Hoewel roken voor ca. 10% bijdraagt aan de cadmiumconsumptie is de bijdrage tot de cadmiumopname door het lichaam relatief hoog (41%). Dit komt doordat cadmium in de rook via de longen veel gemakkelijker door het lichaam wordt opgenomen dan cadmium in voedsel (via het maagdarmkanaal).

De dagelijkse portie groenten mag dus ca 40  $\mu$ g Cd bevatten. Voor salade met een Cd-gehalte van 2,5 mg/kg DS (0,1 mg/kg verse stof) betekent dit een maximale opname van 400 g verse stof per dag.

Voor spinazie met een Cd-gehalte van 4 mg/kg DS (0,32 mg/kg verse stof) betekent dit een maximale opname van 125 g verse stof per dag.

Hieruit blijkt dat het gevaar voor vergiftiging door Cd door de consumptie van groenten uit de volkstuintjes bestaande is.

- De gehalten aan Zn in de groenten zijn verhoogd (2 tot 3 maal groter dan het gemiddelde). Bepaalde groenten wijzen op een aanrijking en andere zelfs op een sterke verontreiniging. Zowel de gewassen als de ongewassen groenten vertonen hoge concentraties, zodat mag aangenomen worden dat het Zn via de wortels wordt opgenomen en niet afkomstig is van stofuitval.

Volgens Tabel 12 is Zn fytotoxisch vanaf 150 - 200 ppm. Deze waarde wordt in veel groenten overschreden, terwijl er toch geen direkt zichtbare effecten aanwezig waren. Zn is weinig toxisch voor de mens. Zn is een essentieel element in de voeding van de mens, het akkumuleert niet in het lichaam en het zou de toxische effecten van lood en cadmium verminderen.

De Zn-behoefte bedraagt volgens het WHO ca. 7,5 mg/dag. De gemiddelde opname bedraagt volgens het RIV (Rijksinstituut voor Volksgezondheid te Bilthoven - NL, 1978) 3,7 - 25 mg/dag.

Bij inname van 250 g verse stof spinazie van 400 mg Zn/kg DS wordt 8 mg Zn ingenomen.

- De gehalten aan Cu, Cr en Ni, die weinig toxische elementen zijn, in de groenten zijn normaal te noemen en brengen dus geen problemen mee.
- De gehalten aan Fe in de groenten zijn eveneens verhoogd (5 maal groter dan het gemiddelde). Fe is echter, zeker in dergelijke concentraties, niet fyto- of zoötoxisch.

Uit deze resultaten blijkt dat zowel de inname van Pb als van Cd via de groenten uit de volkstuintjes rond het maximum aanvaardbare gehalte schommelt.

Hierbij moet ook nog rekening gehouden worden met de accidentele opname van Pb of Cd door dezelfde mensen via orale inname van de bodem (zie 2.1.).

Tenslotte moet er gewezen worden op de mogelijke kumulatieve effecten van de gezamenlijke aanwezigheid Pb en Cd.

Er kan besloten worden dat er geen acuut gevaar bestaat voor intoxicatie door Pb en Cd.

In bepaalde tuintjes en voor bepaalde mensen (bvb. grote rokers, mensen die vooral groenten eten die veel zware metalen accumuleren zoals andijvie, spinazie, selder, sla, enz...) kan echter een gevaar bestaan voor chronische intoxicatie door Pb en Cd. Pb kan schadelijk werken op verschillende organen en functies : remming van de biosynthese van hemoglobine (PbB\* van 150-350  $\mu\text{g/l}$ ), verhoging van de bloeddruk, schade aan de nieren (PbB > 600  $\mu\text{g/l}$ ), verhoogd risico op abortus, schade aan zenuwstelsel en hersenen (reeds meetbare symptomen bij kinderen vanaf 400  $\mu\text{g/l}$  PbB). Het leervermogen en gedrag van kinderen zou reeds vanaf een PbB-waarde van 200-300  $\mu\text{g/l}$  negatief beïnvloed worden.

Cd kan veel effecten veroorzaken, waarvan de belangrijkste schade aan de nieren (meer bepaald aan het filtermechanisme) en aan de voortplanting zijn.

De ligging van de volkstuintjes is dus uitermate slecht gekozen. Daarom wordt aanbevolen een andere lokatie te zoeken voor de volkstuintjes en intussen het telen van spinazie, andijvie, selder en sla te beperken of stop te zetten.

Er kan hier nog gewezen worden op twee onderzoeken waarbij sprake was van Cd-verontreiniging in groenten.

Het eerste geval betreft een verontreiniging van Cd in de Antwerpse en Limburgse Kempen.

Dit onderzoek werd uitgevoerd door de subgroepen "bodem" en "vegetatie" van de werkgroep "Zware metalen in Noord-Limburg en een deel van de Antwerpse Kempen".

---

\* Als maat voor loodbelasting van het lichaam gebruikt men meestal het loodgehalte in het bloed : PbB-waarden.

Het onderzoek naar toxiciteit van groenten werd vooral toegespitst op cadmium omdat dit element in deze regio voor het grootste probleem qua toxiciteit instond. In dit onderzoek werd tot aanbevelingen gekomen i.v.m. groententeelt. Deze aanbevelingen zijn samengevat in Tabel 17.

Tabel 17 Aanbevelingen voor telen van groenten

Gehalte aan Cd in de bodem ppm	Niet te telen groenten
3 - 4	spinazie, andijvie, selder
4 - 6	sla, peterselie, kervel
6 - 8	prei, ajuin, sjalot, kool, schorseneren
> 8	bloemkool, wortelen, radijzen

Een tweede geval betreft een zware Cd en Pb verontreiniging van de bodem in het dorpje Shipham in Somerset (UK).

Het Cd-gehalte van de grondmonsters waarop groenten werd gekweekt bedroeg er gemiddeld 87 mg/kg.

De Cd-gehalten van de groenten in Shipham zijn weergegeven in Tabel 18.

Tabel 18 Cadmiumgehalten (mg/kg droge stof) van enige gewassen in Shipham (Engeland)

Gewas	Aantal monsters	Laagste gehalte	Gemiddel- de	Hoogste gehalte
Aardappelen	62	0,13	0,13	0,15
Sperciebonen	119	0,01	0,02	0,04
Stokbonen	59	0,03	0,03	0,30
Sla	75	0,03	0,69	2,90
Boerenkool	9	0,17	1,23	2,82
Spruiten	35	0,02	0,61	3,56
Prei	44	0,06	0,38	1,77
Spinazie	12	0,20	1,08	1,74
Rabarber	71	0,04	0,41	1,17

Vooraf in bladgewassen zoals sla, prei, kool en spinazie werden hoge cadmiumgehalten gevonden. Bewoners, in het bijzonder die uit de meest gecontamineerde gedeelten van het dorp, werd geadviseerd :

- de consumptie van ter plaatse gekweekte gewassen te beperken
- advies in te winnen over kalktoevoeging aan de grond
- te voorkomen dat kinderen grond binnenkrijgen
- het roken, als extra bron van cadmiumbelasting, zoveel mogelijk te beperken.

Er kan hier nog op gewezen worden dat de gehalten aan Cd in deze gemeenten gelijkaardig of zelfs kleiner zijn dan de gehalten aan Cd aangetroffen in de groenten op de stortplaats te Gentbrugge.



Er moet hier wederom op gewezen worden dat de verontreiniging door zware metalen in de groenten niet of hoogstens gedeeltelijk afkomstig is van de autostrade.

Uit Tabel 19 blijkt de concentratie aan Pb op 50 m van de weg reeds tot 16 ppm gedaald te zijn.

Uit Figuur 31 blijkt de concentratie aan Pb op 100 m reeds tot  $\pm 10$  ppm gedaald te zijn.

Verder is er geen correlatie tussen het gehalte aan Pb of een andere zwaar metaal in de groenten en de afstand tot de autostrade.

Uit deze gegevens blijkt bijgevolg duidelijk dat het overgrote deel van de zware metalen, gevonden in de groenten, niet afkomstig is van de autostrade.

Tabel 19 Belasting aan zware metalen (ppm) van het gras op grasbermen en aanpalende weiden in de onmiddellijke nabijheid van rijkswegen

Element	Afstand tot de weg						Normaal
	1 m	2,5 m	5 m	10 m	25 m	50 m	
Pb	83	60	109	48	21	16	0,1 - 10
Zn	81	74	90	142	43	58	15 - 200
Cu	12	9	8	8	7	6	4 - 15
Ni	12	3	4	5	3	2	1
Cr	3	4	6	8	4	4	0,2 - 1,0
Cd	0,6	0,3	0,7	0,8	0,1	0,2	0,2 - 0,8

## 2.5. Opname via dieren

-----

Het grootste deel van de stortplaats bestaat uit weiland (zie Figuur 30) en wordt begraasd door paarden, koeien en schapen. Aangezien de bodem van de stortplaats op vele plaatsen sterke verontreiniging vertoont (zie rapport "Karakterisatie" p. 10), is een opname (vooral via begrazing) van zware metalen door dieren goed mogelijk.

Naast gevaar voor de dieren zou dit ook een gevaar kunnen betekenen voor de mens, via consumptie van het vlees of van melk.

Teneinde dit risico te kunnen inschatten werden een aantal analyses verricht op het gras en een analyse op de lever van een schaap.

### 2.5.1. Monstername

Een eerste reeks grasmonsters werd genomen op 3/7/1986.

De monsternameplaatsen zijn weergegeven in Figuur 32.

Het betreft de monsters

F 16 groeiend op een zwaar verontreinigde bodem

E 16 groeiend op een zeer zwaar verontreinigde bodem.

Het genomen monster bestaat uit chlorotisch gras

H 17 groeiend op een middelmatig verontreinigde bodem

I 12 groeiend op een middelmatig verontreinigde bodem

Vervolgens werden op 19/09/1986 nog 2 grasmonsters genomen.

Het betreft de monsters

E 20 groeiend op een aangerijkte bodem

J 11 groeiend op een licht aangerijkte bodem

Er moet hier nog opgemerkt worden dat de grasmonsters in de nabije buurt van de plaats van de opgegeven coördinaten genomen werden, maar niet exact op deze plaats. Dit is het gevolg

Figuur 32 : Monsternameplaatsen van grassen en schaap



van het feit dat op de meeste plaatsen het gras zo kort afgegraasd was, dat op deze plaatsen geen volledig monster kan genomen worden. Deze grasmonsters werden niet gewassen vóór de analyse.

De geanalyseerde schapelever is afkomstig van een schaap dat graasde op de percelen 802 en 803/2 waar een dikke teellaag aanwezig is. Het werd geslacht op 10 oktober 1985 en bewaard in de diepvries.

#### 2.5.2. Analysemethode

De toegepaste analysemethode op grassen is dezelfde als die voor de groenten (zie 2.4.2.)

De analyse van de schapelever werd uitgevoerd in augustus 1986. De toegepaste methode wordt hieronder toegelicht.

De lever wordt bevroren met vloeibare lucht ( $-196^{\circ}\text{C}$ ) en fijn-gestampt met een mortier, teneinde homogene monsters te kunnen nemen.

Vervolgens wordt nauwkeurig 4 x 1 g van het gehomogeniseerde leverweefsel afgewogen in een erlenmeyer.

Aan elk van de erlenmeyers wordt 7,5 ml geconcentreerd HCl en 2,5 ml geconcentreerd  $\text{HNO}_3$  (= totaalanalyse met KW) toegevoegd en dan afgedekt. Na overnachten bij kamertemperatuur wordt het mengsel 2 uur zachtjes gekookt. Na verdunning tot ongeveer 50 ml, wordt de suspensie gefiltreerd in een 100 ml kolfje en aangelengd.

De concentratie aan zware metalen wordt afhankelijk van het gehalte bepaald met gewone of vlamloze atoomabsorptiespectrometrie.

### 2.5.3. Resultaten en evaluatie

De resultaten van de analyses op de grasmonsters zijn weer-gegeven in Tabel 20.

Hieruit blijkt duidelijk dat het chlorotisch gras (E 16) de zwaarste verontreiniging vertoont. Volgens de gegevens in Tabel 21 ligt het gehalte aan Pb en vooral het gehalte aan Zn boven het fytotoxisch gehalte. Dit bleek ook reeds uit een vroeger geanalyseerd monster van het chlorotisch gras (zie rapport "Inventarisatie" p. 119 : monster nr. 1).

In alle andere grasmonsters werd een veel lager gehalte aan zware metalen gevonden. Deze gehalten zijn niet fytoxisch.

Tabel 21 Normaal voorkomende en fytoxische gehalten van enkele sporenelementen in Italiaans raaigras.

---

	Normaal gehalte (ppm)	Fytoxisch gehalte (ppm)
Fe	50 - 250	-
Mn	25 - 250	> 500
Zn	25 - 150	> 400
Cu	6 - 15	> 20
B	18 - 30	> 190
Mo	0,5 - 5	-
Co	0 - 2	> 100
F	5 - 8	> 50
Ni	0 - 8	> 80
Pb	2 - 14	> 60
Cr	0 - 0,5	> 100
Cd	0 - 2	> 100

---

Volgens Hapke (1) zijn reeds toxische effecten te verwachten voor de gevoeligste runderen (vooral herkauwers) bij een gehalte van 30 - 40 mg Pb/kg drooggewicht in het voeder. Hierbij

zal een accumulatie van het lood plaatsvinden in de lever, de nieren en de beenderen van de dieren. In de spieren, dat als vlees verbruikt wordt door de mens, wordt het loodgehalte echter slechts gering verhoogd.

Cd wordt reeds geaccumuleerd bij een gehalte in het voeder van 1 mg/kg drooggewicht in lever en nieren van herkauwers. Bij varkens gebeurt dit pas vanaf 2 mg/kg drooggewicht, maar bij paarden treedt deze accumulatie reeds bij veel geringere concentraties op. Toxische effecten zouden pas voorkomen vanaf een gehalte van 30 mg/kg DG in het voedsel.

- (1) Hapke H.J. "Schwermetalte in der Nahrungskette - Belastungsgrenzen für Mensch und Tier" VOLUFA-Kongress Münster, 1982.

Tabel 20    Analyseresultaten van de grasmonsters op de stortplaats te Gentbrugge

N = niet bepaald

	Pb	Cd	Zn	Cu	Fe	Co	Cr	Ni
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
	DS	DS	DS	DS	DS	DS	DS	DS
Gras E 20	2.95	0.26	77.1	6.14	143	N	< 0.02	< 0.01
Gras 17 H	12.85	0.43	130.25	4.27	496.28	1.42	1.57	1.57
Gras 16 E	62.71	1.06	1173.56	16.5	619.64	0.81	1.12	1.57
Gras 16 F	11.82	0.98	119.97	5.47	198.35	1.42	1.12	0.83
Gras 12 I	11.89	1.22	154.59	9.65	214.32	0.81	< 0.50	0.83
Gras J 11	6.00	0.26	273.0	13.59	1076	N	< 0.02	< 0.01

Het chlorotisch gras (E 16) is volgens deze gegevens niet geschikt als bron van voeding voor de dieren wegens het te hoge gehalte aan Pb en Cd. Er mag verwacht worden dat ook het niet chlorotisch gras op het perceel 800 d/2 loodgehaltes zal vertonen die de belastingsgrens zullen benaderen. Dit wordt ook bevestigd door vroeger uitgevoerde analyses (zie rapport "Inventarisatie" p. 110).

Het monster I 12 vertoont een iets te hoog gehalte aan Cd, terwijl het monster F 16 eveneens een hoog Cd-gehalte vertoont. Deze concentraties zijn niet zoötoxisch, maar worden wel geakkumuleerd in de dieren, waardoor konsumptie van deze dieren, vooral van de lever en de nieren af te raden is.

De resultaten van de analyses op de schapelever zijn weergegeven in Tabel 22 (nrs. 1 tot 4 en gemid.).

In deze tabel is eveneens de mediaan, de spreiding en de Nederlandse ontwerpnorm voor Cd in schapelever volgens een studie van het CCRX weergegeven.

De geanalyseerde schapelever vertoont een normaal tot licht verhoogd gehalte aan Pb en Cd en brengt bijgevolg geen problemen met zich mee voor consumptie.

Dit schaap graasde echter op een wei met een dikke teellaag en met weinig verontreinigde bodem en gras. Er mag dus verwacht worden dat op de weiden met meer verontreinigde bodem en gras, grotere gehalten aan zware metalen zullen gevonden worden.



	1	2	3	4	gemid.	mediaan	sprei- ding	ontwerp- norm
Cd	0.110	0.093	0.099	0.089	0.098	0.05	0.01-0.32	1.0
Pb	2.007	2.095	1.922	1.720	1.936	1.87	0.44-4.05	-
Fe	58.7	55.7	57.9	57.2	57.4			
Cu	2.62	2.62	2.62	2.62	2.62			
Zn	19.8	17.6	19.5	17.3	18.6			
Ni	< 0.5				< 0.5			
Cr	< 0.5				< 0.5			
Co	< 0.5				< 0.5			

Tabel 22 Gehalte aan zware metalen in schaapslever  
uitgedrukt in mg/kg versgewicht.

### 3. Risico's voor flora en fauna

Wegens de geringe graad van verspreiding van de verontreiniging wordt het risico voor flora en fauna beperkt tot de stortplaats zelf.

De planten kunnen via de bodem de zware metalen opnemen en accumuleren. Heden bestaat de begroeiing op de stortplaats overwegend uit gras dat begraasd wordt. Het ondiepe wortelgestel van de grassen penetreert op de plaatsen met een voldoende dikke teellaag ( $\pm 15$  cm) niet in de afval, waardoor de opname van zware metalen enigszins beperkt blijft.

Op enkele plaatsen waar de afval slechts door een zeer dunne teellaag bedekt wordt, kunnen grote hoeveelheden zware metalen geaccumuleerd worden door de planten. Dit wordt ook waargenomen in de buurt van het punt E 16, waar fytotoxische hoeveelheden zware metalen opgenomen worden, wat resulteert in een chlorotische toestand of zelfs volledige afwezigheid van de begroeiing (zie foto p. 29 in het rapport "Inventarisatie").

Zware metalen worden geaccumuleerd in voedselketens als : grond - aardworm - carnivore spitsmuis - uil. Ook in zoogdieren en vogels werken zware metalen schadelijk, maar hierover is nog weinig bekend.

#### 4. Inschatting van de dringendheid tot sanering

Door de Ambtelijke dienst Rijnmond (Nederland) werd een "urgentiebepalingssysteem voor sanering van bodem" ontwikkeld.

Het systeem onderscheidt zeven groepen met bijhorende criteria die verdeeld zijn in klassen. De verschillende groepen, criteria en klassen staan weergegeven in de uitgewerkte urgentiescores voor de stortplaats te Gentbrugge.

De bekomen scores schatten niet de noodzakelijkheid van sanering in, maar wel de dringendheid van verder onderzoek, maatregelen of sanering.

Deze scores kunnen dus gebruikt worden als hulpmiddel op andere beoordelingssystemen, zoals het inschatten van de beschikbare technische en financiële middelen.

Wanneer bvb. besloten wordt dat sanering van een aantal stortplaatsen nodig is, maar dat er op dat ogenblik financieel gezien slechts 1 stortplaats kan gesaneerd worden, dan wordt indien de mogelijkheden bestaan, best de stortplaats met de hoogste "urgentiescore" het eerst gesaneerd.

De "urgentiescore" is dus enkel van nut als vergelijking tussen de bekomen scores van de verschillende stortplaatsen. Als richtinggevend kan hier nog worden vermeld dat de urgentiescores van de Nederlandse stortplaatsen meestal variëren van 100 tot 300.

Aangezien de karakteristieken van het bestudeerde terrein verschillen werden 3 deelgebieden, gepaard gaande met 3 verschillende urgentiescores, onderscheiden, nl. :

- de percelen 848 c/2 en 861 a/2, waar de volkstuintjes gelokaliseerd zijn (A)
- de percelen 800 d/2 en 800 e/2 en 800 f/2, waar de zwaarste verontreiniging werd aangetroffen (B)
- de overige percelen, waar vooral afbraakval gestort werd (C)

Hieronder is het flow-schema, samen met de bekomen "urgentiescore" voor de stortplaats in Gentbrugge weergegeven.

Bepaling van de "urgentiescore" voor de sanering van  
de volkstuinjes (A).

GROUP I MAN		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1
PRESENCE	continual	5
	frequent	4
	incidental	3
	less accessible	2
	absent	1
EXPOSURE	exists	2
	possibly exists	2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0

sub-total 10

group weight factor x 4

GROUP SCORE I 40

GROUP II DOMESTIC ANIMALS		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1
PRESENCE	continual	5
	frequent	4
	incidental	3
	less accessible	2
	absent	1
EXPOSURE	exists	2
	possibly exists	2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0

sub-total 6

group weight factor x 3

GROUP SCORE II 18

GROUP III CRUPS		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1
PRESENCE	continual	5
	frequent	4
	incidental	3
	less accessible	2
	absent	1
SITE LOCATION	communal garden	2
	elsewhere	1
EXPOSURE	exists	2
	possibly exists	2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0

sub-total 10

group weight factor x 2

GROUP SCORE III 20

GROUP IV OTHER PLANTS AND ANIMALS		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1
PRESENCE	continual	5
	incidental	2
	absent	0
SITE LOCATION	reserve	3
	park	2
	elsewhere	1
EXPOSURE	exists	2
	possibly exists	2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0

sub-total 4

group weight factor x 1

GROUP SCORE IV 4

GROUP V SOIL AND DEGREE OF SOIL CONTAMINATION		
criteria	classes	score
SOIL OF CONTAMINANTS	black list contaminants	3
	gray list contaminants	2
	others	1
CONCENTRATION OF CONTAMINANTS	> 5.C-value	4
	C = 5.C-value	3
	B = C-value	2
	A = A-value	1

sub-total 9

group weight factor x 5

GROUP SCORE V 45

GROUP VI MOBILITY OF CONTAMINANTS IN THE GROUNDWATER		
criteria	classes	score
SOLUBILITY IN SOILWATER	large	3
	medium	2
	small	1
INFILTRATION OF RAINWATER	exists	2
	does not exist	1
HORIZONTAL TRANSPORT POSSIBILITIES	good	2
	bad	1
VERTICAL TRANSPORT POSSIBILITIES	good, reached aquifer	3
	good	2
	bad	1
POSITION OF CONTAMINANTS	in groundwater	2
	above groundwat.	1
SITE LOCATION WITH RESPECT TO GROUNDWATER IN DISCHARGE AREAS	drinking water inner zone	100
	industrial water reached outer zone	75
	drinking water outer zone	50
	industrial water outside	25
	outside	0

sub-total 99

group weight factor x 1

GROUP SCORE VI 99

GROUP VII MOBILITY OF CONTAMINANTS IN THE SOIL GAS PHASE		
criteria	classes	score
VOLATILITY	volatile	2
	non volatile	1
GASIFICATION	occurs	2
	does not occur	1
TRANSPORT POSSIBILITIES	good	2
	bad	1

sub-total 7

group weight factor x 1

GROUP SCORE VII 7

URGENT SCORE = SUM OF THE GROUP SCORES: ( I + II + III + IV + V + VI + VII )

URGENT SCORE = 227

# Bepaling van de "urgentiescore" voor sanering van de percelen

800 d/2 en 800 e/2 (oude Scheldearm) (B)

GROUP I MAN		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1
PRESENCE	continual	5
	frequent	4
	incidental	3
	incidental less accessible	2
	seldom	1
EXPOSURE	exists	2
	possibly exists	2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0
sub-total		6
group weight factor		x 4
GROUP SCORE I		24

GROUP II DOMESTIC ANIMALS		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1
PRESENCE	continual	5
	frequent	4
	incidental	3
	incidental less accessible	2
	seldom	1
EXPOSURE	exists	2
	possibly exists	2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0
sub-total		10
group weight factor		x 3
GROUP SCORE II		30

GROUP III CROPS		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1
PRESENCE	continual	5
	frequent	4
	incidental	2
	absent	0
SITE LOCATION	communal garden	2
	elsewhere	1
EXPOSURE	exists	2
	possibly exists	2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0
sub-total		0
group weight factor		x 2
GROUP SCORE III		0

GROUP IV OTHER PLANTS AND ANIMALS		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1
PRESENCE	continual	5
	incidental	2
	absent	0
SITE LOCATION	reserve	3
	park	2
	elsewhere	1
EXPOSURE	exists	2
	possibly exists	2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0
sub-total		40
group weight factor		x 1
GROUP SCORE IV		40

GROUP V SORT AND DEGREE OF SOIL CONTAMINATION		
criteria	classes	score
SORT OF CONTAMINANTS	black list con-taminants	3
	gray list con-taminants	2
	others	1
CONCENTRATION OF CONTAMINANTS	> 5.C-value	4
	C - 5.C-value	3
	B - C-value	2
	A - B-value	1
sub-total		12
group weight factor		x 5
GROUP SCORE V		60

GROUP VI MOBILITY OF CONTAMINANTS IN THE GROUNDWATER		
criteria	classes	score
SOLUBILITY IN SOILWATER	large	3
	medium	2
	small	1
INFILTRATION OF RAINWATER	exists	2
	does not exist	1
HORIZONTAL TRANSPORT POSSIBILITIES	good	2
	bad	1
VERTICAL TRANSPORT POSSIBILITIES	good, reached aquifer	3
	good	2
	bad	1
POSITION OF CONTAMINANTS	in groundwater	2
	above groundwat.	1
SITE LOCATION WITH RESPECT TO GROUNDWATER DISCHARGE AREAS	drinking water inner zone	100
	industrial water reached well	75
	drinking water outer zone	50
	industrial water	25
	outside	0
sub-total		92
group weight factor		x 1
GROUP SCORE VI		92

GROUP VII MOBILITY OF CONTAMINANTS IN THE SOIL GAS PHASE		
criteria	classes	score
VOLATILITY	volatile	2
	non volatile	1
GASFORMATION	occurs	2
	does not occur	1
TRANSPORT POSSIBILITIES	good	2
	bad	1
sub-total		7
group weight factor		x 1
GROUP SCORE VII		7

URGENT SCORE = SUM OF THE GROUP SCORES ( I + II + III + IV + V + VI + VII )

URGENT SCORE = 254

Bepaling van de "urgentiescore" voor sanering van  
de overige percelen (C).

GROUP I MAN		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1 1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1 1
PRESENCE	continual	5
	frequent	4
	incidental	3 3
	rarely accessible	2
	seldom	1
EXPOSURE	exists	2
	possibly exist	2 2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0
sub-total		6

group weight factor x 4  
GROUP SCORE I 24

GROUP II DOMESTIC ANIMALS		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1 1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1 1
PRESENCE	continual	5 5
	frequent	4
	incidental	3
	rarely accessible	2
	seldom	1
EXPOSURE	exists	2
	possibly exist	2 2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0
sub-total		10

group weight factor x 3  
GROUP SCORE II 30

GROUP III CROPS		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1 1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1 1
PRESENCE	continual	5
	frequent	4
	incidental	2
	absent	0 0
SITE LOCATION	communal garden	2
	elsewhere	1 1
EXPOSURE	exists	2 2
	possibly exists	2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0
sub-total		0

group weight factor x 2  
GROUP SCORE III 0

GROUP IV OTHER PLANTS AND ANIMALS		
criteria	classes	score
HEALTH COMPLAINTS	exist	2
	do not exist	1 1
DISEASE SYMPTOMS	exist	2
	do not exist	1 1
PRESENCE	continual	5 5
	incidental	2
	absent	0
SITE LOCATION	reserve	1
	park	2
	elsewhere	1 1
EXPOSURE	exists	2 2
	possibly exists	2
	possibly does not exist	1
	does not exist	0
sub-total		10

group weight factor x 1  
GROUP SCORE IV 10

GROUP V SORT AND DEGREE OF SOIL CONTAMINATION		
criteria	classes	score
SORT OF CONTAMINANTS	black list con-taminants	3 3
	gray list con-taminants	2
	others	1
CONCENTRATION OF CONTAMINANTS	> 5.C-value	4
	C - 5.C-value	3
	B - C-value	2 2
	A - B-value	1
sub-total		6

group weight factor x 5  
GROUP SCORE V 30

GROUP VI MOBILITY OF CONTAMINANTS IN THE GROUNDWATER		
criteria	classes	score
SOLUBILITY IN SOILWATER	large	3
	medium	2
	small	1 1
INFILTRATION OF RAINWATER	exists	2 2
	does not exist	1
HORIZONTAL TRANSPORT POSSIBILITIES	good	2 2
	bad	1
VERTICAL TRANSPORT POSSIBILITIES	good, reached aquifer	3
	good	2 2
	bad	1
POSITION OF CONTAMINANTS	in groundwater	2 2
	above groundwat.	1
SITE LOCATION WITH RESPECT TO GROUNDWATER DISCHARGE AREAS	drinking water intake zone	100
	industrial water reached well	75
	drinking water outer zone	50
	industrial water	25
	outside	0
sub-total		23

group weight factor x 1  
GROUP SCORE VI 23

GROUP VII MOBILITY OF CONTAMINANTS IN THE SOIL GAS PHASE		
criteria	classes	score
VOLATILITY	volatile	2
	non volatile	1 1
GASFORMATION	occurs	2
	does not occur	1 1
TRANSPORT POSSIBILITIES	good	2
	bad	1 1
sub-total		7

group weight factor x 1  
GROUP SCORE VII 7

URGENT SCORE = SUM OF THE GROUP SCORES ( I + II + III + IV + V + VI + VII )

URGENT SCORE = 77

De grootste urgentiescore wordt bekomen voor de Oude Schelde-arm (B). De volkstuintjes (A) krijgen een iets lagere score, terwijl voor de overige percelen (C) de laagste score bekomen wordt.

Er moet hierbij wel nog opgemerkt worden dat in dit schema niet rechtstreeks rekening gehouden wordt met het feit of in de groenten of dieren verhoogde gehalten aan fytotoxische of zoötoxische stoffen (in casu Pb en Cd) aangetroffen worden, wat nochtans een belangrijke faktor is. Het inlassen van deze criteria zou de urgentiescore in zekere mate kunnen beïnvloeden.

## 5. Besluit

Ter hoogte van de volkstuintjes bestaat er gevaar voor chronische intoxicatie van de mens door Pb en Cd door het eten van gekontamineerde groenten. Accidentele orale inname van de bodem kan een supplementaire inname van zware metalen met zich meebrengen. Er wordt daarom aanbevolen

- \* een andere lokatie te zoeken voor de volkstuintjes
- \* inmiddels het telen van spinazie, andijvie, selder en sla te beperken of stop te zetten
- \* de groenten goed te wassen vóór consumptie
- \* het roken, als extra bron van Cd-belasting wordt best zoveel mogelijk beperkt
- \* op te passen voor accidentele orale opname van grond.

Vervolgens kan nog aangestipt worden dat in de groenten fyto-toxische concentraties aan Zn werden aangetroffen, alhoewel er geen duidelijk zichtbare effecten waargenomen werden.

Op het perceel 800 d/2 in de Oude Schelde-arm (vooral ter hoogte van het chlorotisch gras) werden in de grassen zoötoxische gehalten aan Pb en Cd aangetroffen. De Zn-gehalten in de grassen zijn fytotoxisch wat plaatselijk tot uiting komt (chlorose).

Het gras op de percelen 800 f/2 (Oude Schelde-arm) en 114 a (palend aan de Oude Schelde-arm) vertoont hoge, maar niet zoötoxische gehalten aan Cd. Dit Cd wordt echter wel geakkumuleerd in lever en de nieren van dieren, waardoor de consumptie van deze organen af te raden is.



Op de overige percelen van het bestudeerde terrein waar de bodem en het gras minder verontreinigd zijn, bestaat er weinig gevaar voor intoxicatie van mens en dier.

Het oppervlaktewater op de stortplaats kan zonder gevaar gebruikt worden voor irrigatie. Het oppervlaktewater is echter niet geschikt voor veedrenking, wegens het hoge gehalte aan  $\text{NO}_2^-$ .

2

Het ondiep grondwater (3 - 5 m diepte) is niet geschikt als drinkwater, vooral wegens het te hoge gehalte aan  $\text{NH}_4$ , organische stoffen en Fe.

Het gebruik voor irrigatie en veedrenking brengt echter, met uitzondering van het grondwater zeer dicht bij de Schelde (L 4), geen gevaren met zich mee. De kwaliteit van dit grondwater zal, volgens het grondwaterkwaliteitsmodel, weinig slechter worden.

Het dieper grondwater (10 - 15 m diepte) vertoont hoge gehalten aan Fe en op de meeste plaatsen wordt de Belgische drinkwaternorm voor organische stoffen,  $\text{NH}_4$  en P benaderd of overschreden. Dit grondwater kan zonder gevaar gebruikt worden voor irrigatie, veedrenking en huishoudelijke doeleinden zoals wassen en afwassen. Volgens het grondwaterkwaliteitsmodel zal de kwaliteit van het dieper grondwater, vooral naar de Schelde toe, in de nabije toekomst slechter worden.

De kans op uitloging van de zware metalen naar het grondwater toe door verzuring van de bodem (afval) is zeer gering.

Opgemaakt door het studiebureau  
Belconsulting N.V.  
Tielt, 1 december 1986

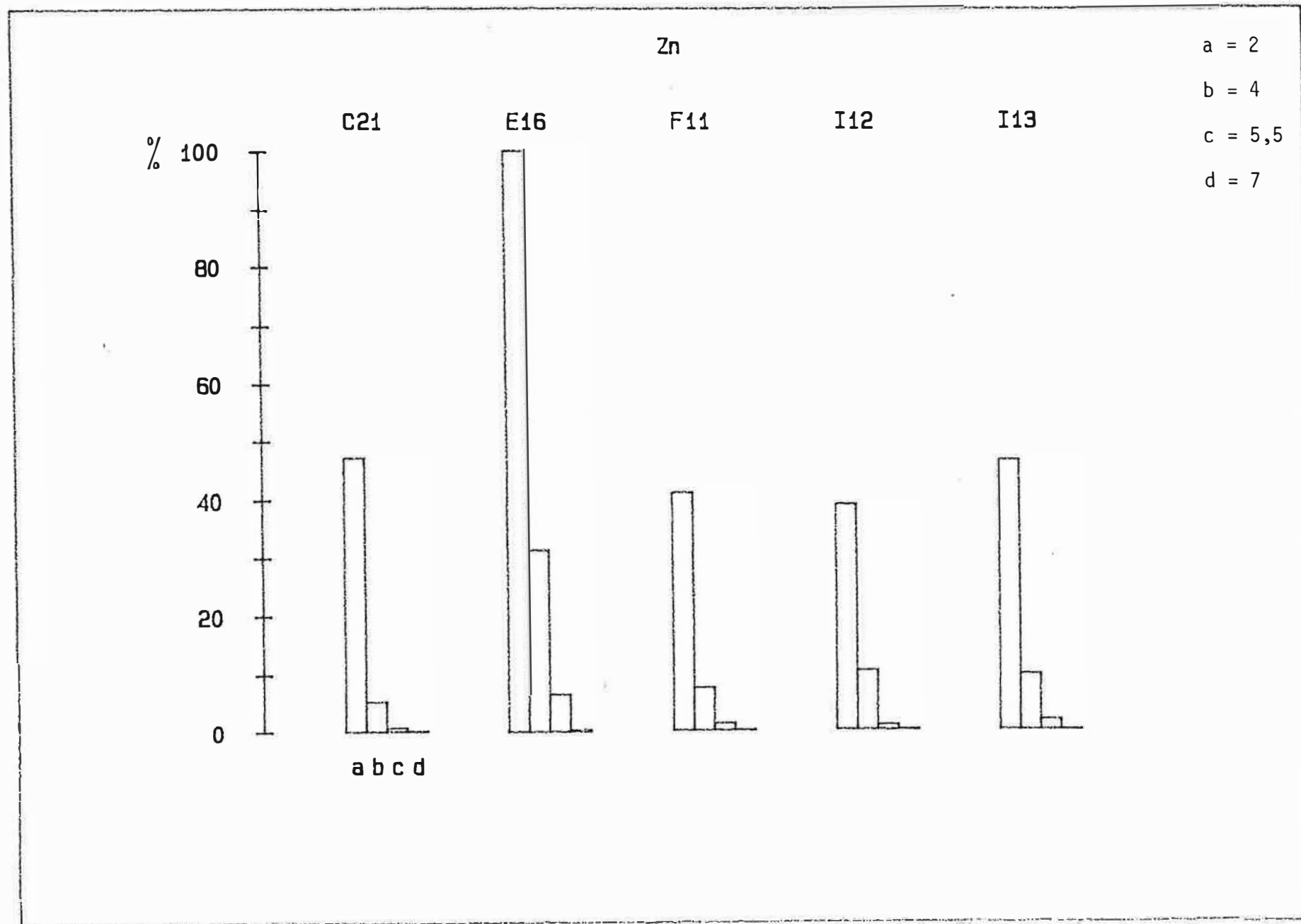


Afgevaardigd Bestuurder,  
ir. J. Vande Vyvere.

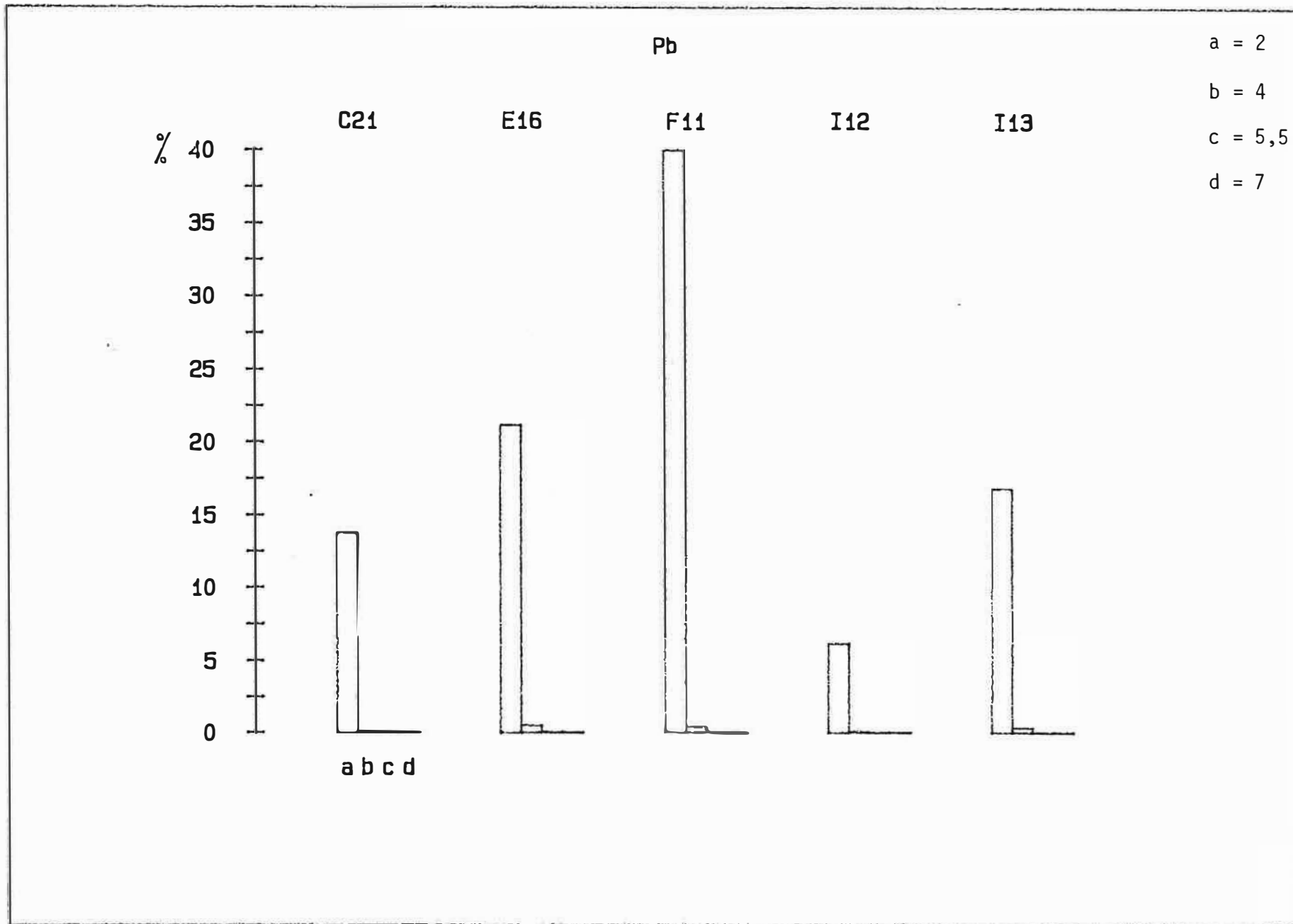
B I J L A G E

=====

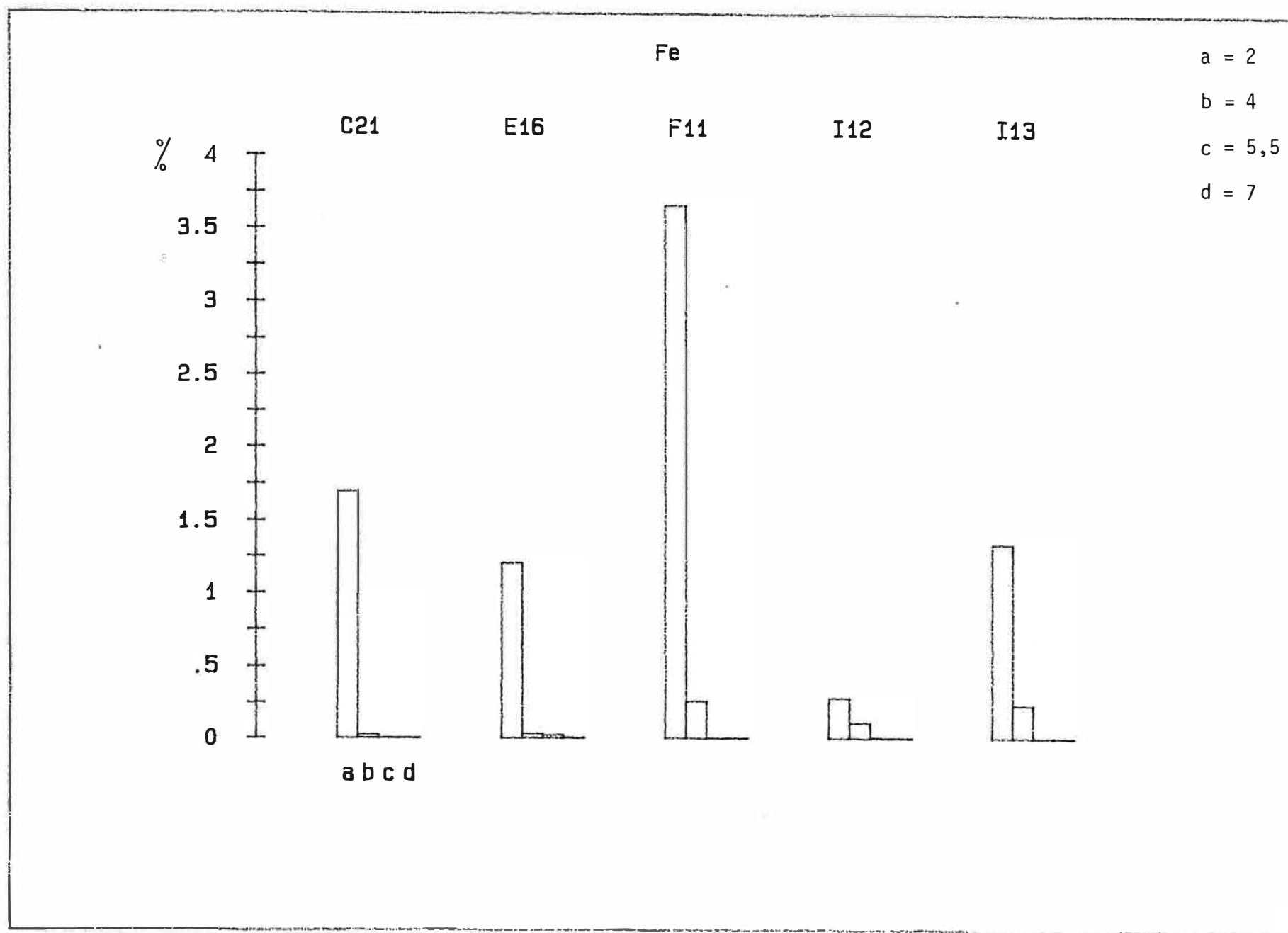
Mobiliseerbare fractie aan Zn i.f.v. de pH

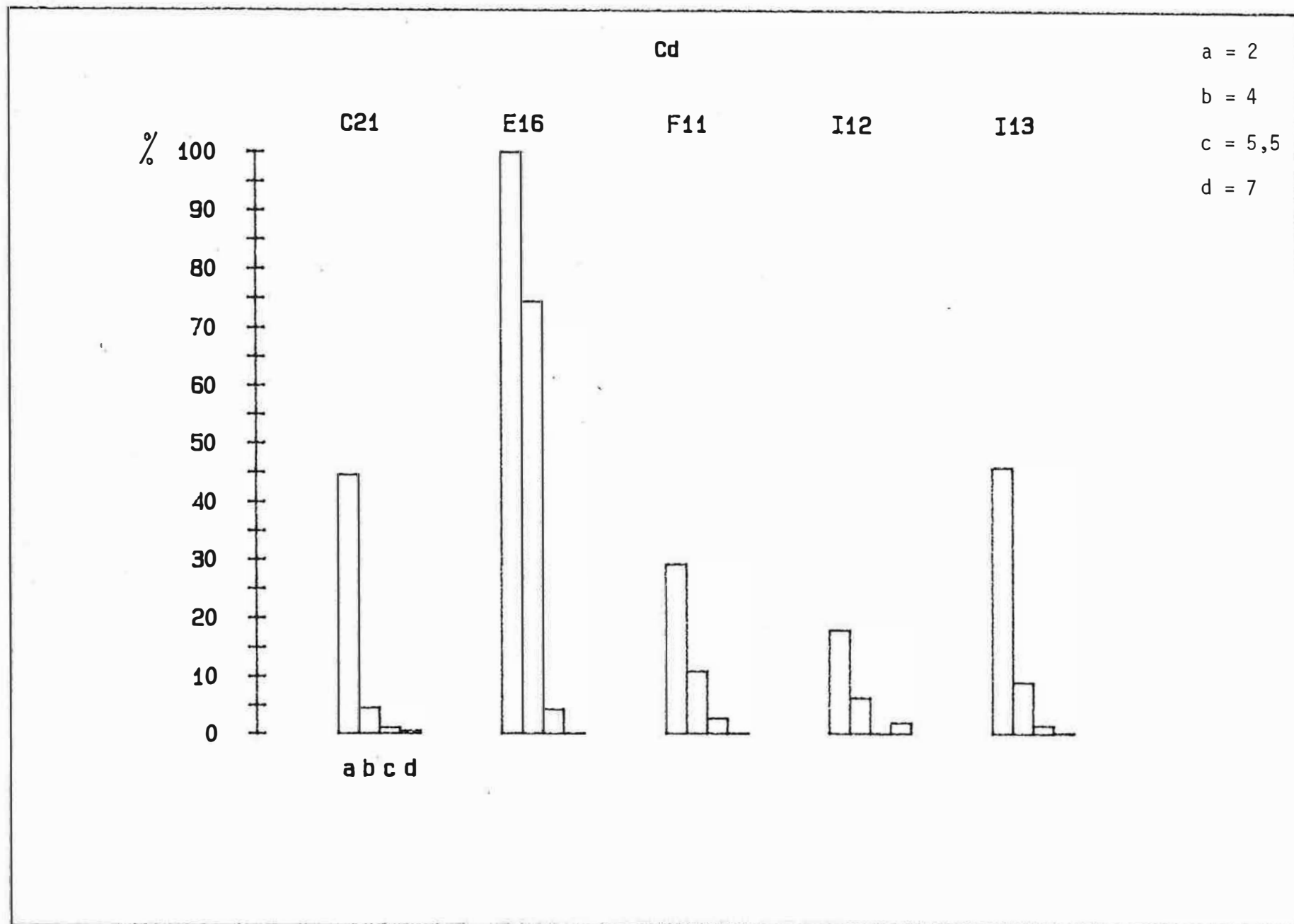


Mobiliseerbare fractie aan Pb i.f.v. de pH

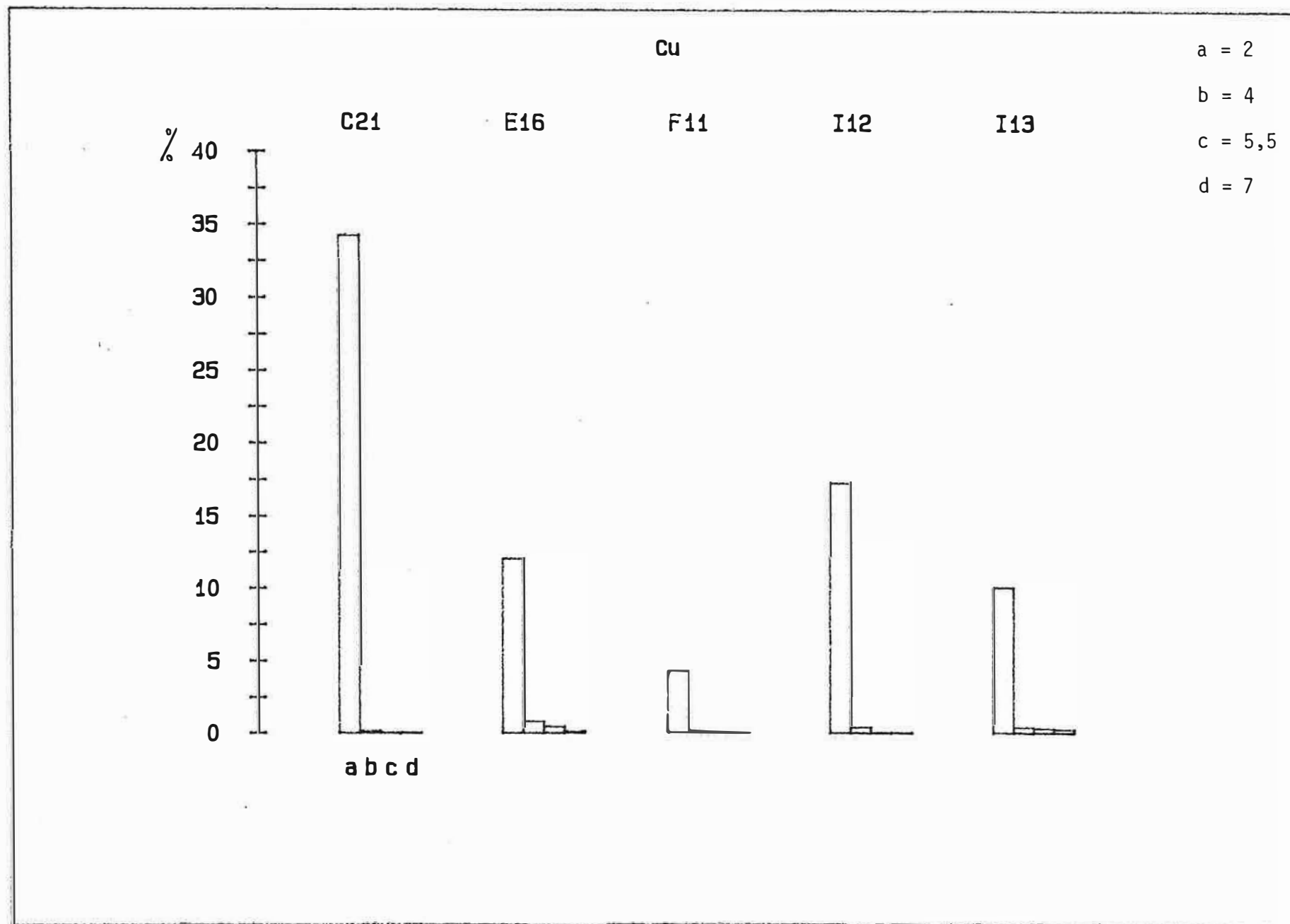


Mobiliseerbare fractie aan Fe i.f.v. de pH



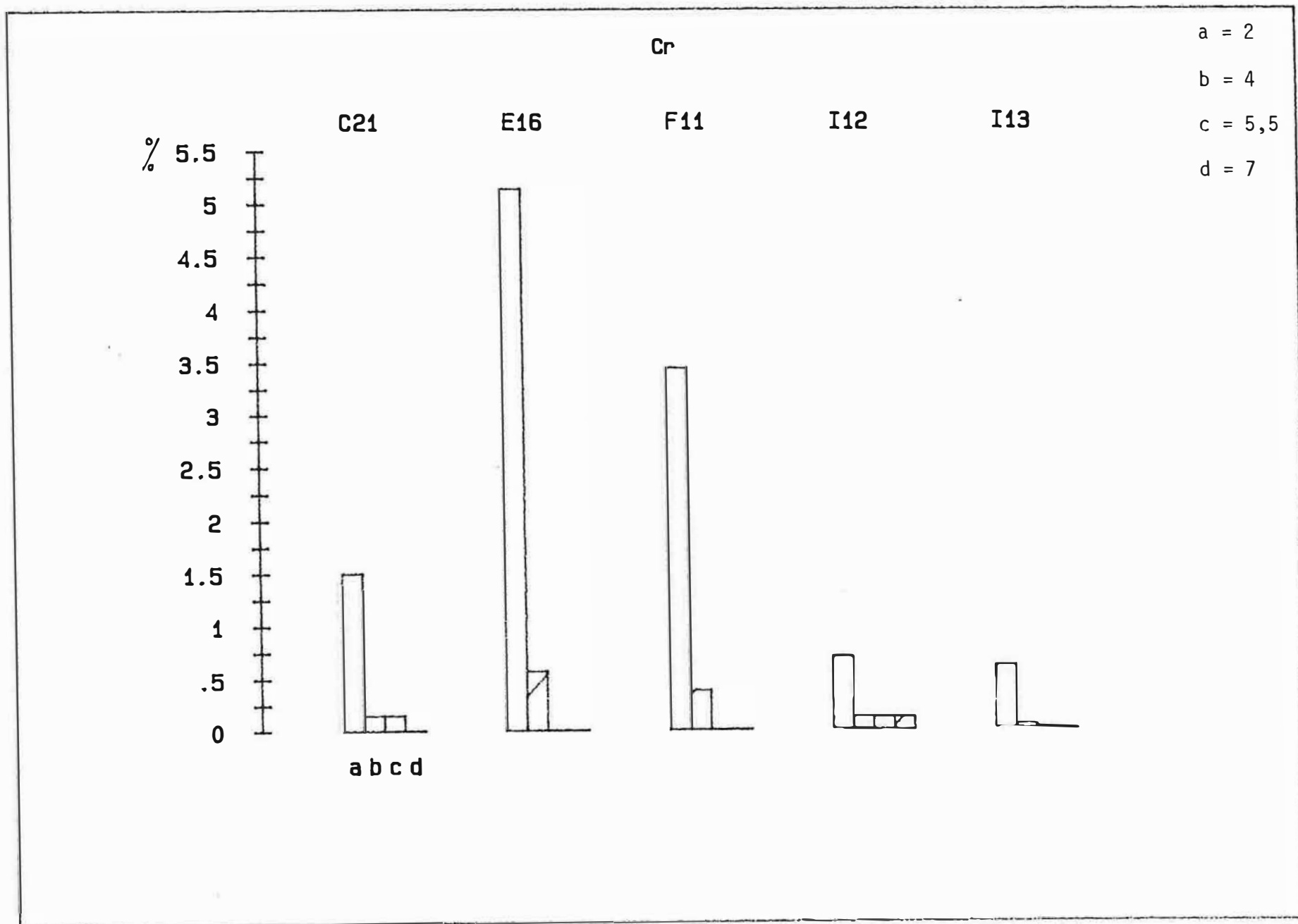


# Mobiliseerbare fractie aan Cu i.f.v. de pH





Mobiliseerbare fractie aan Cr i.f.v. de pH



Mobiliseerbare fractie aan Ni i.f.v. de pH

